



MILVUS GmbH
Planungsbüro



Einfluss von Modellflugplätzen auf Biodiversität, Siedlungsdichten und Revierverteilung von Brutvögeln

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

KURZFASSUNG





Kontaktdaten:

MILVUS GmbH

Bahnhofstraße 19
D-66780 Rehlingen-Siersburg

Web: www.milvus.de | www.milvus.lu
E-Mail: info@milvus.de
Telefon: +49 (0) 6835 – 955 5331

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

ABSTRACT	4
1. EINLEITUNG	5
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	16
3.4 RÄUMLICHE REVIERVERTEILUNG VON FELDLERCHEN BEI MODELLFLUG	22
4. DISKUSSION	27
4.1 BEWERTUNG DER METHODIK	27
4.2 FAZIT: EFFEKTE VON MODELLFLUGPLÄTZEN AUF BRUTVÖGEL?	28
LITERATUR	30



Abstract

Zur Prüfung von Einflüssen von Modellflugplätzen auf Biodiversität, Siedlungsdichten und Revierverteilung von zumeist ubiquitären Brutvögeln wurden fünf langjährig bestehende Modellflugplätze in Südwestdeutschland, welche auch zur Brutzeit keinen Flugeinschränkungen unterliegen, experimentell untersucht.

Mittels Revierkartierungen wurden Brutvögel im Bereich von Modellflugfeldern erfasst und mit Vergleichsflächen mit vergleichbarer Habitatausstattung im näheren, vom Modellflug ungestörten naturräumlichen Umfeld verglichen.

In Populationsindikatoren für Siedlungsdichten, Artenzahl, Biodiversität und Artdominanz konnten zwischen Flugfeldern und Vergleichsflächen keine signifikanten Diskrepanzen festgestellt werden. Die Unterschiede im Artinventar zwischen einzelnen Flächen bzw. Untersuchungsräumen stehen immer im Zusammenhang mit landschaftlicher Heterogenität, Lebensraumqualität oder einzelnen Habitatrequisiten. Auch für strukturungebundene Arten wie die Feldlerche wurden keine Einflüsse auf die räumliche Verteilung der Reviere festgestellt. Generell dominiert die Landschaftsökologie gegenüber dem Einfluss möglicher Störungen des Modellflugbetriebs. Ein möglicher Einfluss besteht für Offenlandbewohner in suboptimalen Habitaten, wo durch kumulatives Auftreten von Störungen zumindest ein Anfangsverdacht für den Wegfall von Revieren im Umfeld von Modellflugplätzen besteht.

Modellflugplätze führen zu einer Konzentration des Flugbetriebs an einer Örtlichkeit, was ein Potenzial für Gewöhnungseffekte bietet, sofern eine ausreichende Regelmäßigkeit gegeben ist. Unsere Ergebnisse deuten für die behandelten Arten auf einen solchen Effekt hin.



1. Einleitung

Im Gegensatz zu Einflussfaktoren anderer Planungsfelder (z.B. Windkraft) ist der Kenntnisstand zum Konfliktfeld Modellflug und Avifauna gering. Die vorhandene Literatur fußt in vielen Grundlagen auf verallgemeinerten Ergebnissen zur bemannten Luftfahrt. Die meisten publizierten Studien zum Modellflug beschränken sich methodisch auf ein sehr eng beschränktes Habitat- und Artenspektrum oder beschreiben unsystematisch erhobene Verhaltensbeobachtungen – meist mit Fokus auf sensiblen und schutzbedürftigen Arten und Lebensräumen oder im Kontext von Ansammlungen von Koloniebrütern oder Rastvögeln. Diese Ergebnisse können aber nicht ohne weiteres auf die Normallandschaft oder andere Arten, insbesondere ubiquitäre Arten, extrapoliert werden. Insbesondere ist die Fragestellung eines artspezifischen Signifikanzniveaus der Störung durch Modellflugs nach wie vor ungeklärt.

In mehreren Metastudien zum Flugverkehr wurden Fachpublikationen zu den Themenfeldern der unterschiedlichen Störwirkungen, zu erwartender Effekte auf Vogelindividuen und -populationen untersucht und bewertet (Kempf and Hüppop, 1998; Komenda-Zehnder and Bruderer, 2002).

Grundsätzlich variieren die in der Literatur genannten Effekte sehr stark. Ursächlich dafür sind einerseits die Vielzahl möglicher Störquellen (Art des Fluggeräts, Größe, Lärmemission, Flughöhe, -geschwindigkeit und -trajektorie) und die Intensität bzw. Regelmäßigkeit des Auftretens der Störung. Andererseits zeigen Vögel unterschiedlichste Reaktionen auf die visuellen bzw. auditorischen Reize, was neben der Intensität der Störung auch entscheidend von artspezifischer und individueller Prädisposition für Störreize abhängt. Der Zusammenhang verschiedener Einflüsse ist komplex, zu betrachten sind sowohl das betroffene Artenspektrum, die Nutzungsumstände (Brut-, Rast-, Ruheplatz), standörtliche Kriterien, sowie saisonale und tägliche Aktivitätszyklen der Vögel.

Für Brutvögel und regelmäßige Gastvögel ist insbesondere in Schwerpunkträumen wie Flugfeldern oder Einflugschneisen für manche Arten ein „Gewöhnungseffekt“ bekannt (Kempf and Hüppop, 1998). Ausschlaggebend für diese Gewöhnung ist aber insbesondere, ob Intensität und Art der Störreize auch zeitlich konstant oder regelmäßig sind (Bruderer and Komenda-Zehnder, 2005).



Der Modellflug als spezieller Teilaspekt der Luftfahrt ist in der Literatur unterschiedlich bewertet. Während einige Autoren das Störpotenzial mit dem Personenluftverkehr weitgehend gleichsetzen (Kempf and Hüppop, 1998), treffen andere die Einschätzung, dass Modellfluggeräte aufgrund der geringeren Größe und höheren Wendigkeit dem Feindschema von Greifvögeln besonders ähneln und daher eine intensivere Reaktion der Tiere zu erwarten ist (Rossbach, 1982; Keil, 1988). Auch die zeitlich weniger konstante Flugaktivität mit Konzentration auf „Freizeitnutzung“ an Wochenenden und Nachmittagen ist aus Sicht mancher Autoren problematischer im Hinblick auf Gewöhnung an die Störungen (Rossbach, 1982; Bruderer and Komenda-Zehnder, 2005).

Experimentelle Untersuchungen des optischen Störfaktors der Ähnlichkeit zu Greifvögeln zeigten bei Rotflügelstärklingen (*Agelaius phoeniceus*), dass Vögel in der Lage sind Modellflugzeuge bei ähnlichem Flugverhalten anhand ihrer Silhouetten zu unterscheiden (Egan *et al.*, 2020). Dabei sollte aber angemerkt werden, dass die artspezifische Reaktion stark unterschiedlich ausfallen kann. Speziell für brütende Wiesenlimikolen sowie für rastende Trupps von Entenarten liegen Hinweise auf Störungen durch Modellflugzeuge vor (Riederer, 1976; Strebel *et al.*, 2016).

Die Literaturrecherche in Bruderer and Komenda-Zehnder, 2005 zeigte ebenfalls, dass Aussagen zur Wirkung von Modellflugzeugen in verschiedenen Studien oft stark divergieren und sich z.T. auch widersprechen können, was die Autoren durch situativ unterschiedliche Reaktionen und die methodischen Ansätze begründen. Zudem geben die Autoren zu bedenken, dass Daten aus der Brutzeit eher selten sind.

Insgesamt ist nicht geklärt, ob für den Modellflug eine erhöhte Beeinträchtigung von Vögeln gegenüber der konventionellen Luftfahrt zu erwarten ist. Insbesondere auf Populationsebene, für viele Arten aber auch im Bereich der individuellen Reaktion auf Störungen, ist die Datengrundlage unzureichend und weitere Forschungsarbeit ist erforderlich. Lediglich für Seevögel, rastende Wasservögel und rastende bzw. brütende Limikolen an Binnengewässern und im Feuchtgrünland deuten die Daten auf ein erhebliches Störpotenzial durch Modellflug hin.

Grundsätzlich ist die Modellfliegerei in der Normallandschaft mit einer eingeschränkten Modellpalette (ohne Verbrennungsmotor, Gewicht < 12 kg) unter Einhaltung weiterer



gesetzlicher Auflagen (z.B. Überflugverbot für Schutzgebiete) gestattet. Ein Modellflugplatz bietet gegenüber dieser „Wildfliegerei“ somit eine Anlaufstelle zur lokalen Konzentration von Modellflugaktivität mit einer zusätzlich erweiterten Palette genehmigter Modelle. Dies birgt für die lokale Vogelfauna ein höheres Störungspotenzial durch intensiveren Flugbetrieb, dadurch besteht andererseits aber auch die Chance auf eine mögliche Gewöhnung bei ausreichender Regelmäßigkeit.

Das Ziel dieser Studie, die vom DMFV e.V. in Auftrag gegeben wurde, ist es, die Auswirkungen des langfristigen Betriebs von Modellflugplätzen und die damit verbundene Konzentration von Modellfliegerei auf die Brutvogelfauna genauer zu erforschen. Grundlage der Untersuchung ist eine vergleichende Bestandserfassung in potenziell „gestörten“ Probeflächen innerhalb der Flugbereiche an lange bestehenden Modellflugplätzen mit „ungestörten“ Vergleichsflächen gleicher Größe und vergleichbarer Habitatausstattung in deren räumlichem Umfeld. Es soll dabei überprüft werden, ob für Brutvögel ein signifikantes Meideverhalten bzw. eine signifikante quantitative Reduktion der Siedlungsdichte oder Biodiversität an Modellflugplätzen auftritt.

Im Fokus der Studie stehen ubiquitäre Arten der Normallandschaft, vor allem Sperlingsvögel (*Passeriformes*). Die Studie untersucht explizit nicht den Einfluss auf seltene oder sehr spezialisierte Arten mit erhöhten Ansprüchen an deren Lebensraum oder hoher Sensibilität gegenüber Störungen. Da die meisten Modellflugplätze im landwirtschaftlich genutzten Offenland vorzufinden sind, sind primär Arten der offenen und strukturierten Kulturlandschaft zu erwarten. Im Rahmen der gewählten Methodik der Studie kann der jeweilige Bruterfolg eines Revierpaars nur in wenigen Fällen bestätigt werden, z.B. für Junge führende Altvögel. Daher kann eine mögliche Folge der Störung durch Modellflugbetrieb – ein eingeschränkter Bruterfolg durch Mangel an Brutpflege – im Rahmen dieser Studie nicht abschließend beantwortet werden.



2. Methodik

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.*, 2005) 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 Luftbilddauswertung ausgewählt.

- **UE 1 Siegburg:** Rhein-Sieg-Kreis, südlichen Nordrhein-Westfalen
Flussbereiche der Sieg mit Ufervegetation und angrenzenden Offenlandbereichen mit überwiegender Grünlandnutzung
- **UE 2 Rheidt:** Rhein-Sieg-Kreis, südlichen Nordrhein-Westfalen
Sehr flacher, wenig strukturierter Raum mit intensiver Landwirtschaft
- **UE 3 Ingelheim:** Landkreis Mainz-Bingen, östliches Rheinland-Pfalz
Strukturreiche Kulturlandschaft mit Auenrelikten mit landwirtschaftlicher Nutzung (vorwiegend Ackerbau, Obstbau, lokal Weidewirtschaft)
- **UE 4 Offenbach / Queich:** Landkreis Südliche Weinstraße, südöstliches Rheinland-Pfalz
Flache Topographie mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung.
- **UE 5 Nalbach:** Landkreis Saarlouis, westliches Saarland
Strukturreichere landwirtschaftliche Nutzung

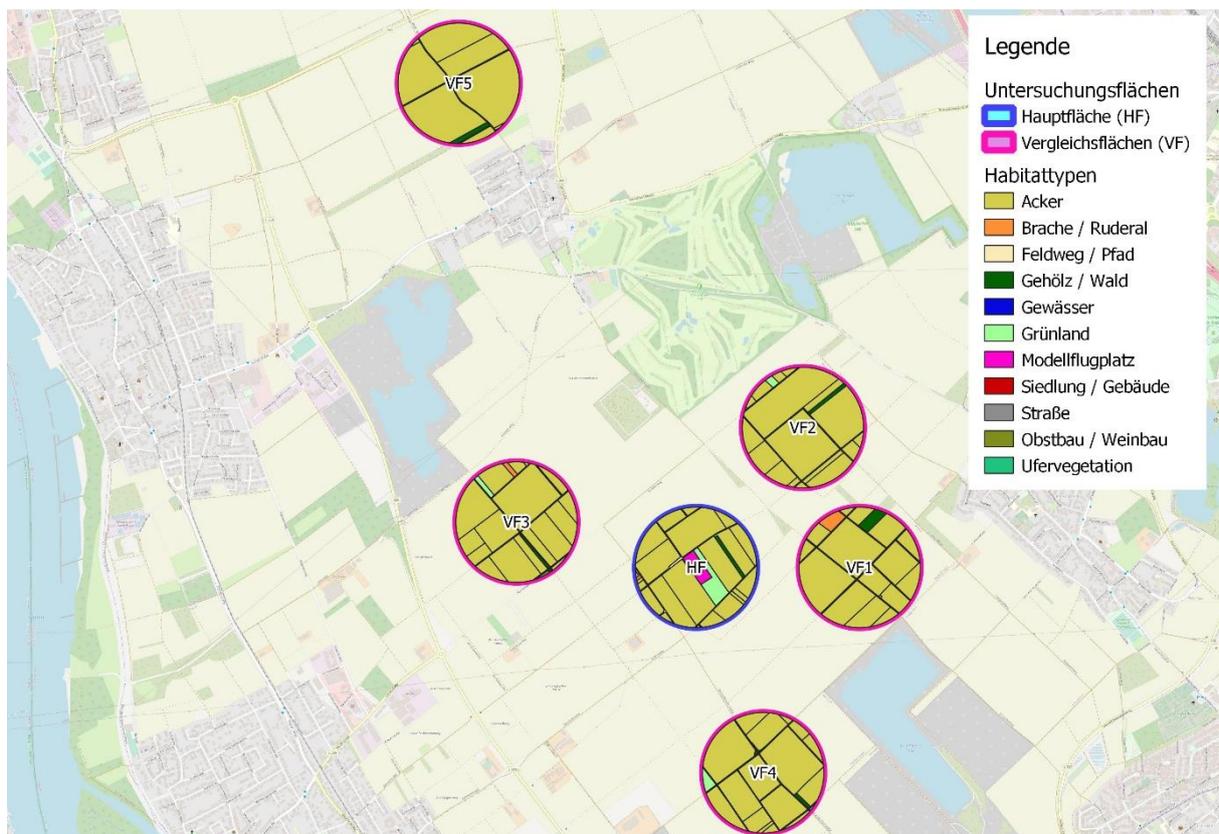


Abbildung 1: Beispiel der Abgrenzung von HF und VF am Beispiel der UE2 "Rheidt"

Die Habitattypen wurden im Vorfeld mittels GIS-Software 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 Wertungszeiträume (Südbeck *et al.*, 2005) Reviere als Punktaggregationen gebildet. Notwendiges Kriterium für ein Revier war ein mindestens zweimaliger Nachweis von Revierverhalten im artspezifischen Wertungszeitraum bzw. ein einmaliger Brutverdacht/Brutnachweis (Brutzeitcode B/C). Zur genauen Revierverortung 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

Innerhalb der einzelnen UE wurden in den meisten Fällen nur geringe Streuungen der Arten- und Revierzahl beobachtet. Zwischen den UE zeigten sich erwartungsgemäß große Unterschiede, was durch die stark unterschiedliche Habitatausstattung in den verschiedenen Naturräumen begründet ist. Die Ergebnisse der HF zeigten keine signifikanten Abweichungen zu den Streuungen der VF. Alle Werte bewegen sich innerhalb der Konfidenzbereiche der Mittelwerte der VF. Auch in ihrer Gesamtheit deuten die Ergebnisse der UE nicht auf einen Trend hin: In den HF sind sowohl höhere als auch niedrigere Artenzahlen und Revierzahlen gegenüber den VF im Rahmen der Untersuchung aufgetreten.

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

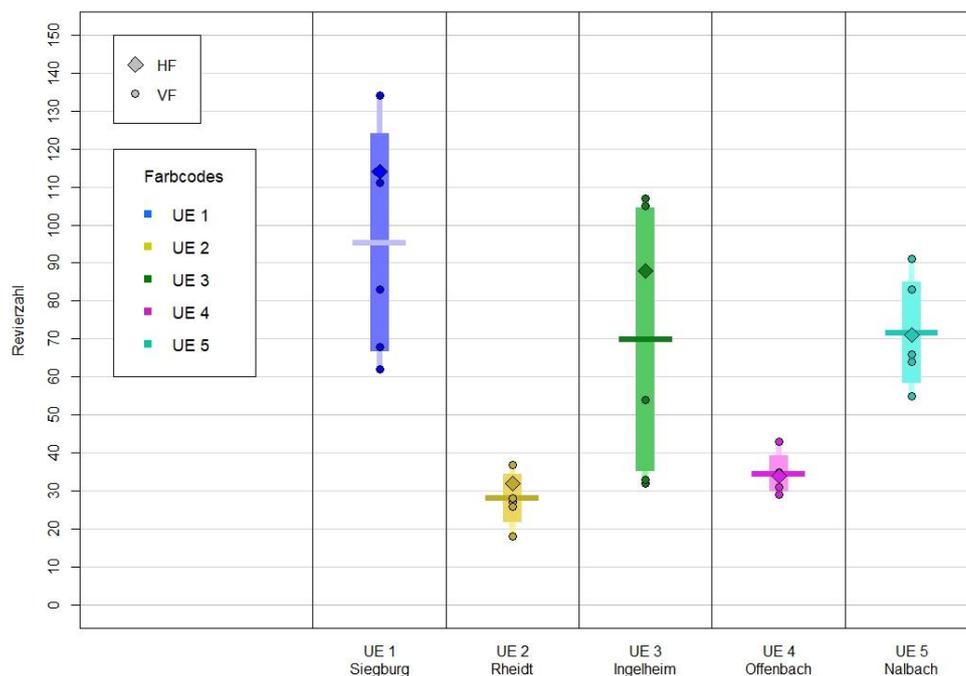


Abbildung 2: Vergleich der Revierzahlen der einzelnen UE. Die horizontalen Linien und die breiten Säulen geben den Mittelwert und den Bereich der Standardabweichung innerhalb der VF an, die dünnen Balken die gesamten festgestellten Wertebereiche. Zusätzlich sind auch die einzelnen Werte der VF als Punkte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

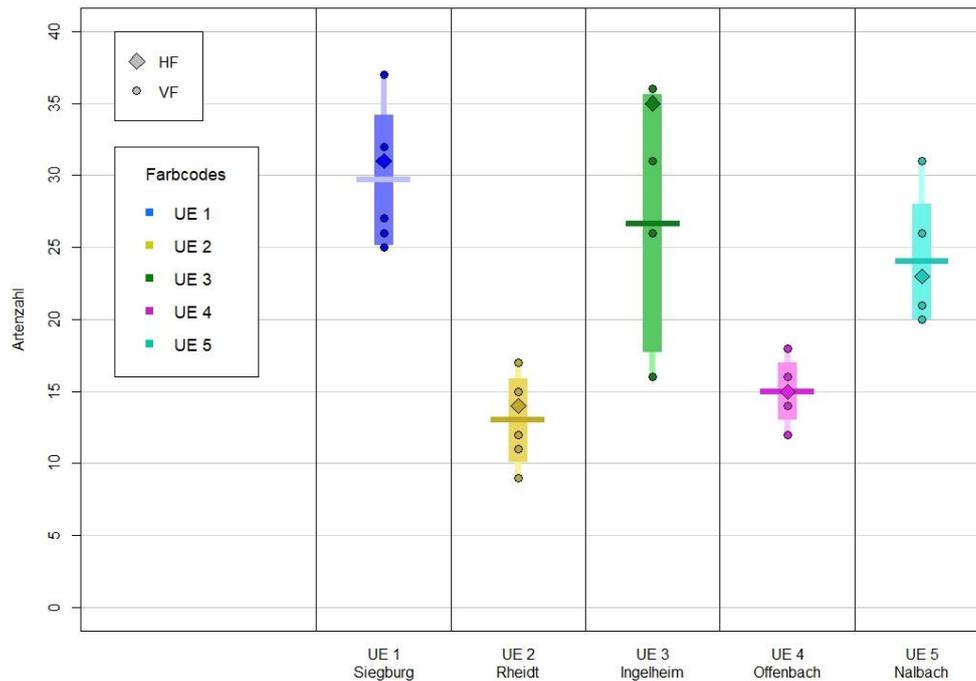


Abbildung 3: Vergleich der Artenzahlen der einzelnen UE. Die horizontalen Linien und die breiten Säulen geben den Mittelwert und den Bereich der Standardabweichung innerhalb der VF an, die dünnen Balken die gesamten festgestellten Wertebereiche. Zusätzlich sind auch die einzelnen Werte der VF als Punkte dargestellt.

Für die Revierzahl N und die Artenzahl S ergibt sich eine sehr starke, höchst signifikante Spearman-Korrelation beider Messgrößen ($\rho = 0,95$). 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 VF betragen diese:

$$\text{VF: } a_{\text{VF}} = 0,89 \pm 0,26 \text{ und } b_{\text{VF}} = 1,35 \pm 0,09 \quad (R^2 = 0,917).$$

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

$$\text{HF: } a_{\text{HF}} = 1,00 \pm 1,05 \text{ und } b_{\text{HF}} = 1,32 \pm 0,22 \quad (R^2 = 0,919).$$

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



Ein solches Potenzgesetz ist zunächst wenig intuitiv, da aus der Populationsökologie einzelner Arten die Erwartung einer „Sättigung“ der Fläche mit einer Maximalpopulation besteht. Höhere Habitatvielfalt bedingt größere Artenvielfalt und korreliert auch mit höherer Abundanz. Im Hinblick auf die konkret gemessenen Werte dieser Studie ist somit auch implizit enthalten, dass alle betrachteten Flächen sich weit von einem Idealfall eines maximal diversen Habitats bewegen (= „Normallandschaft“).

Die Erwartung im Falle eines signifikanten Störungseinflusses, z.B. durch Einfluss des Modellflugs, ist dann ein Unterschied in der funktionalen Beziehung von Abundanz und Artenzahl oder zumindest deutliche quantitative Abweichungen der Parameter a, b trotz gleichbleibender Habitatvielfalt. Beides konnte hier aber nicht festgestellt werden.

Die nahezu identischen Korrelationsfunktionen zwischen Abundanz und Artenzahl in HF und VF deuten auf keinen messbaren Effekt durch den Modellflug.



3.2 Biodiversität und Artdominanz

Zur Bewertung der Biodiversität und der Artdominanz wurden der Shannon-Index, die Eveness und die Simpson-Diversität verwendet.

Im Shannon-Index sind 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. Innerhalb der UE wird aber ebenso deutlich, dass alle gemessenen Shannon-Indizes für HF und VF in allen UE im Rahmen einer meist engen Streuung liegen. Dies bestätigt eine hinreichende Vergleichbarkeit der Artausstattung und Biodiversität, was die Methodik der Untersuchung als geeignet bestätigt. Einzig innerhalb der UE 3 fallen größere Unterschiede zwischen den VF auf, die aufgrund des naturräumlichen Umfelds in zwei räumlich getrennten Zonen gewählt wurden (VF 1–3 in der Aue, VF 4–5 auf Anhöhe), was die Grenzen der Methodik aufzeigt.

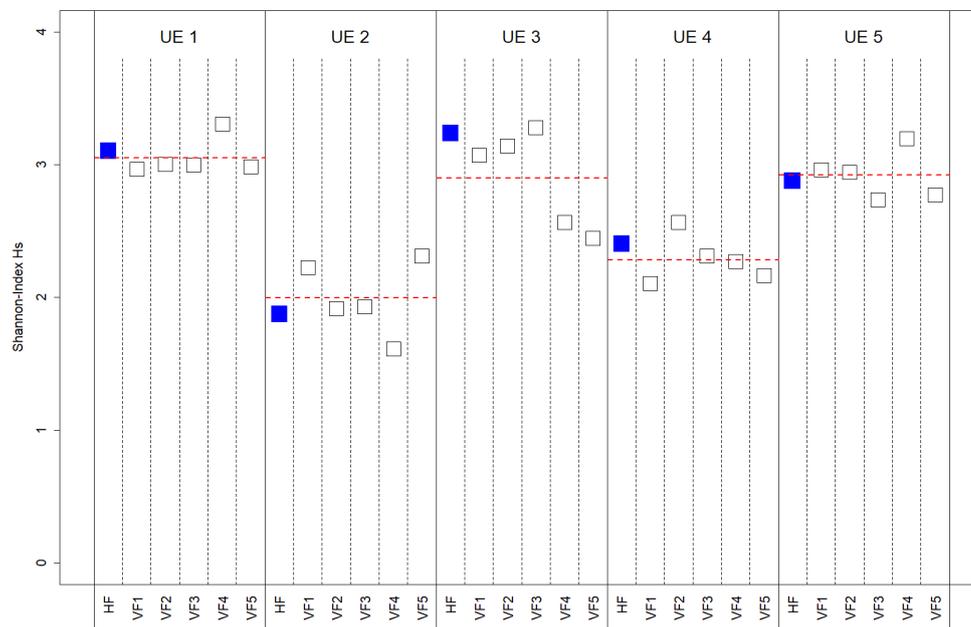


Abbildung 4: Berechnete Shannon-Indizes für die einzelnen Probeflächen. Die roten gestrichelten Linien zeigen die Mittelwerte der einzelnen UE.



Zum anderen ist aber zu bemerken, dass die Biodiversität der HF keine signifikanten Trends oder Unterschiede zu den VF aufweist. Es wurden zwar teils niedrigere Shannon-Indizes gegenüber dem Mittelwert festgestellt, ebenso aber auch höhere Indizes. Eine Korrelation reduzierter Shannon-Indizes mit dem Modellflugbetrieb ist basierend auf diesem Ergebnis auszuschließen.

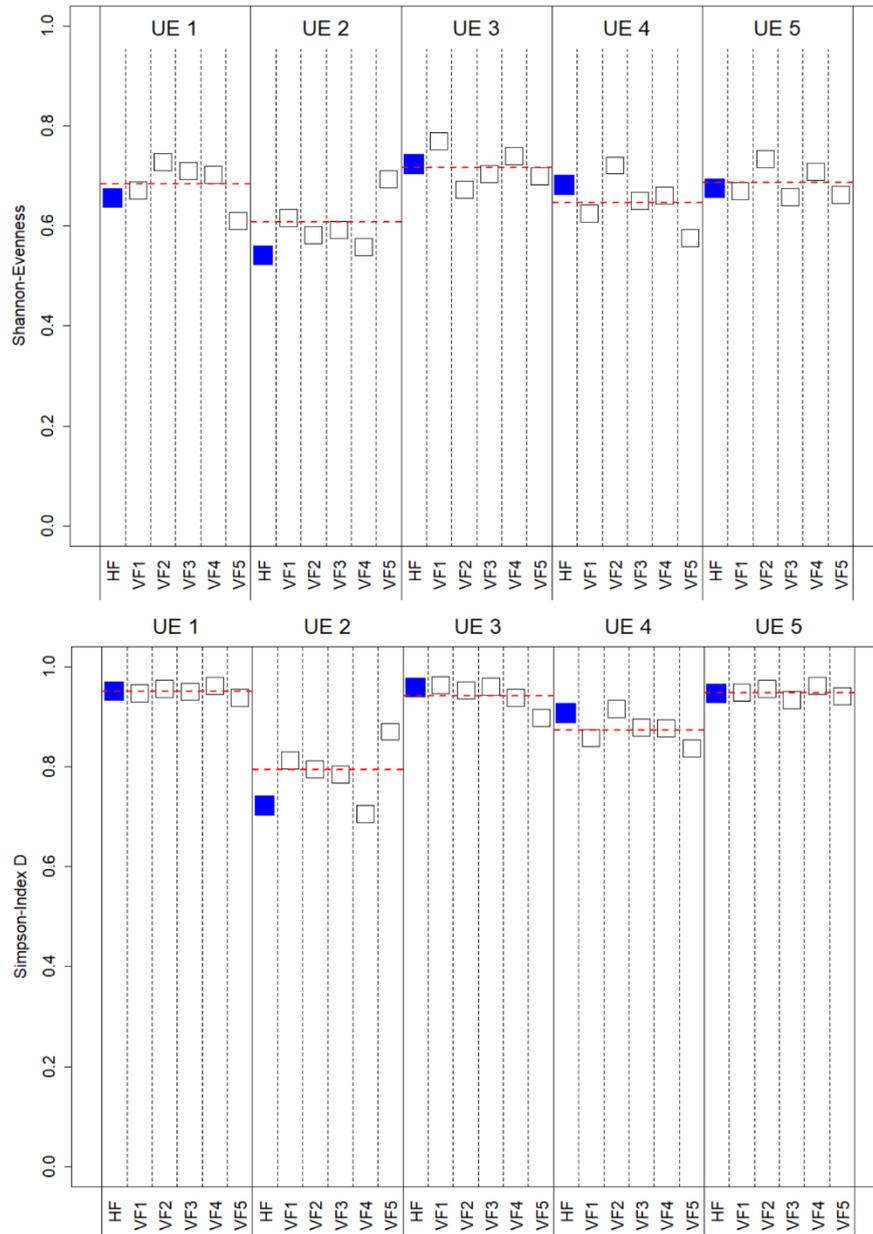


Abbildung 5: Vergleich von Shannon-Evenness (o.) und Simpson-Diversität (u.) für alle Probeflächen



Die Shannon-Evenness sowie der Simpson-Index sind vergleichend in Abbildung 5 dargestellt. In beiden Fällen sind die ermittelten Mittelwerte für die UE 1, UE 3 und UE 5 vergleichbar, wohingegen alle Teilflächen in UE 2 und zum Teil auch UE 4 geringere Werte für Shannon-Evenness bzw. Simpson-Diversität aufweisen. Die Ergebnisse sind zwar außerhalb einer statistischen Signifikanz ($< 1,96 \sigma$), dennoch gibt dies auch den Eindruck der Kartierung wieder.

Die geringeren Diversitätsindikatoren sind hierbei eine Konsequenz der scheinbaren Artdominanz nicht strukturgebundener Offenlandarten. Im konkreten Fall der UE 2 „Rheidt“ ist dies die Feldlerche, die aufgrund der ausgeräumten Landschaftsform in dominanter Dichte vorkommt, wohingegen strukturgebundene Brutvogelarten in allen Teilflächen verarmt sind. Insbesondere in der HF und VF4 sind nochmals geringere Werte in beiden Indikatoren gemessen worden, was mit dem fast vollständigen Fehlen von Gehölzstrukturen zusammenhängt. Für die HF tritt zusätzlich ein lokal nochmals erhöhter Bestand der Feldlerche auf, so dass auf diese einzelne Art allein schon über 50% des gesamten Brutbestands entfallen (17 von 32 Revieren). Analog ist z.B. auch in VF 5 der UE 4 in Offenbach die lokal erhöhte Konzentration der Wiesenschafstelze in den Daten zu erkennen, die aus einer Habitatpräferenz für die dortigen Nutzungsformen im Agrarland resultiert.

Eine grundsätzliche Änderung der Artzusammensetzung durch den Modellflug ist daher prinzipiell nicht anzunehmen, auch unter Berücksichtigung der weiteren Ergebnisse anderer Indikatoren. In UE mit vielfältigen Landschaftsformen liegen alle Indizes der HF in allen Fällen im Bereich der Standardabweichung der VF, siehe Tabelle 1.

Tabelle 1: Werte der Biodiversitätsindizes für alle Untersuchungseinheiten.

	UE 1		UE 2		UE 3		UE 4		UE 5	
	HF	MW VF								
Shannon-Index H_s	3,10	3,05 ± 0,14	1,87	2,00 ± 0,28	3,24	2,90 ± 0,37	2,40	2,28 ± 0,18	2,88	2,92 ± 0,18
Shannon-Evenness	0,655	0,684 ± 0,046	0,541	0,608 ± 0,052	0,723	0,717 ± 0,038	0,682	0,647 ± 0,053	0,675	0,687 ± 0,033
Simpson-Index D	0,951	0,950 ± 0,010	0,722	0,794 ± 0,059	0,958	0,942 ± 0,027	0,907	0,873 ± 0,030	0,946	0,948 ± 0,011

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.



3.3 Korrelation von Bestandsgrößen mit Habitatausstattung

In den vorangegangenen Abschnitten wurde mehrfach bemerkt, dass Unterschiede in der Artzusammensetzung wie auch der jeweiligen Revierrichten in den Probeflächen durch die jeweilige Habitatausstattung zu erklären sind. Im folgenden Abschnitt werden eventuelle systematische Zusammenhänge in diesem Kontext weiterführend untersucht, so dass eventuelle Abweichungen im Falle der HF besser eingeschätzt werden können.

Innerhalb aller Probeflächen ist eine Dominanz von Offenland (Ackerland und Grünland) aufgetreten. Die Heterogenität in solchen Lebensräumen ist primär bestimmt durch zusätzliche Strukturelemente („**patches**“), wie z.B. Feldgehölze, Obst/Weinbauflächen, Waldkanten, Feldwege, Brachen und Saumstreifen, Siedlungsränder und Gebäuden, Gewässer und Uferbereiche. Der summierte Flächenanteil („**patch density**“ **PD [%]**) aller dieser wertgebenden Strukturelemente an der gesamten Probefläche ist somit ein wichtiger Indikator für die landschaftliche Vielfalt und gesamte Habitatqualität.

Andererseits sind auch die Übergangszonen zwischen verschiedenen Habitattypen und verschiedenen Ackerparzellen mit den dortigen, oft abwechslungsreichen Randstrukturen von zentraler Bedeutung für viele Vogelarten. Eine Quantifizierung kann über die Gesamtlänge aller Grenzlinien zwischen Habitatelementen einer Probefläche in Relation zur Größe der Probefläche („**edge density**“ **ED [1/m]**) berechnet werden. Dieser Indikator bildet sowohl die Vielfalt wie auch die Komplexität der Landschaft ab, ist in uniformen Habitaten gleich 0 und steigt mit der Komplexität und Naturnähe der Habitatstruktur. Dies begründet sich darin, dass anthropogene Grenzen oft linear und somit kurz sind, wohingegen natürliche Habitate komplexe, kurvige und damit im Schnitt längere Grenzlinien aufweisen.

Für die Landschaftsindikatoren PD und ED wurden zunächst Korrelationen mit den gesamten Bestandsgrößen (Arten- bzw. Revierzahlen) der Probeflächen überprüft. Abbildung 6 zeigt diese als grafische Auftragung.

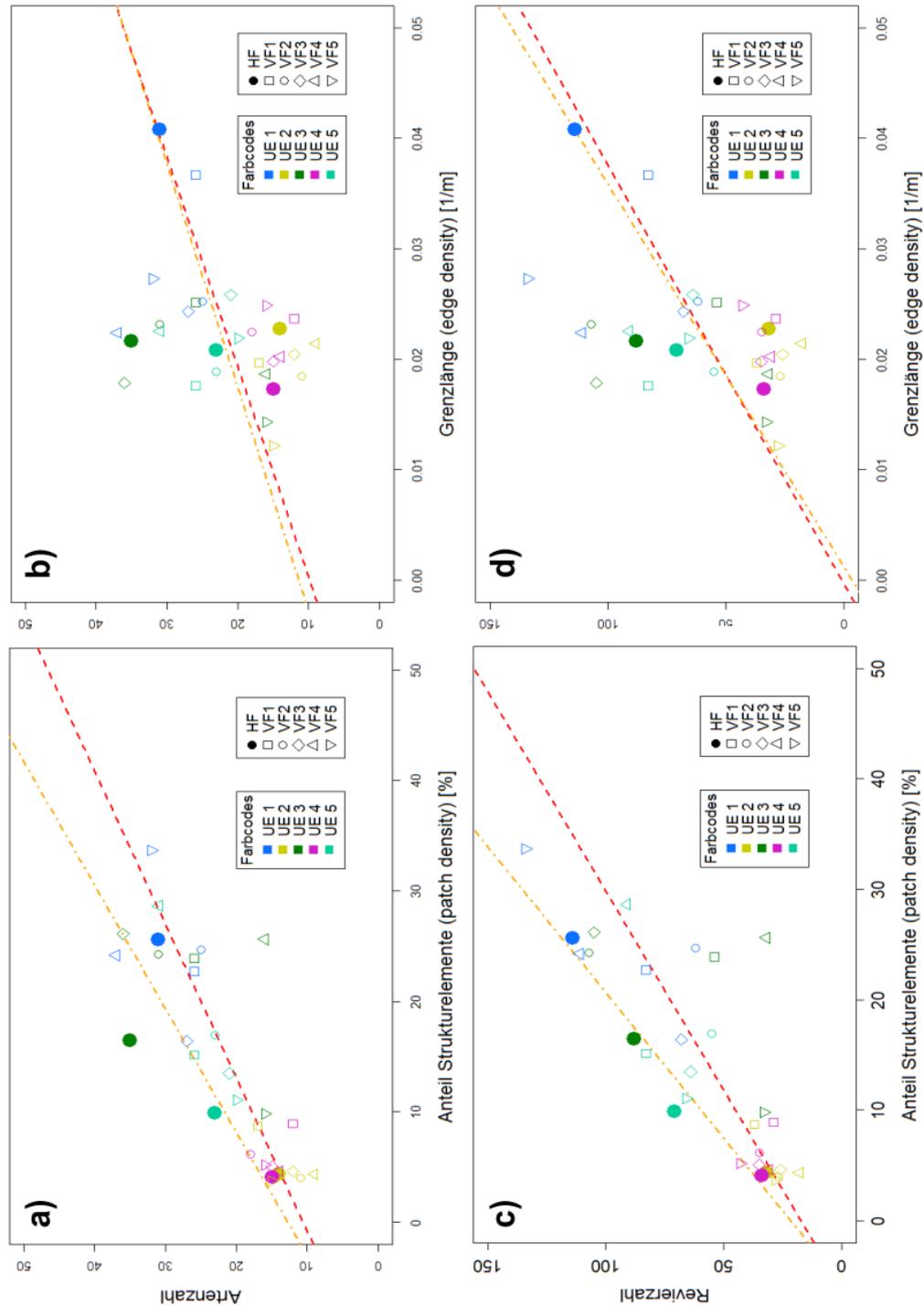


Abbildung 6: Korrelation zwischen Landschaftsindikatoren und Artenzahlen bzw. Revierzahlen in den Probeflächen. Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw HF (orange ---).

a) Artenzahl korreliert mit Anteil Strukturelemente (patch density), Spearman $\rho=0,846$ (stark)
 b) Artenzahl korreliert mit Grenzlänge in Probefläche (edge density), Spearman $\rho=0,363$ (moderat)
 c) Revierzahl korreliert mit Anteil Strukturelemente (patch density), Spearman $\rho=0,802$ (stark)
 d) Revierzahl korreliert mit Grenzlänge in Probefläche (edge density), Spearman $\rho=0,437$ (moderat)



Für den Indikator der „patch density“ (PD) wurde in beiden Fällen eine starke Korrelation mit Artenzahl (Spearman $\rho = 0,846$) und Revierzahl (Spearman $\rho = 0,802$) festgestellt. Dies zeigt, dass der flächenmäßige Anteil von Strukturelementen im Offenland ein bedeutender Faktor für die Biodiversität ist.

Auch in der „edge density“ (ED) konnte eine Korrelation bestätigt werden, die moderat ausfällt, sowohl für Artenzahl (Spearman $\rho = 0,363$) als auch für Revierzahl (Spearman $\rho = 0,437$). Somit ist auch ein Einfluss der Grenzbereiche zwischen Habitattypen und Parzellen auf die Biodiversität der Brutvogelfauna zu erkennen.

Auffällig in allen Graphen ist, dass die Modellflugflächen (HF) keine signifikanten Abweichungen in ihren Korrelationsbeziehungen zu den VF zeigen und im Rahmen der statistischen Unsicherheit der geringen Stichprobe in guter Übereinstimmung mit einer linearen Regression der VF liegen. Die Erwartung, dass durch den Einfluss der Störungen an Modellflugplätzen eine Reduktion der Arten- oder Revierzahl bei gleicher Habitatausstattung eintritt, ist somit nicht in den Daten nachweisbar. Entgegen dieser Erwartung deutet die Korrelation der Revierzahl zum Indikator PD sogar eine leicht höhere Steigung der Regression für HF an. Dies entspräche einer höheren Revierzahl nahe von Modellflugplätzen bei sonst gleicher landschaftlicher Strukturvielfalt, was z.B. durch eine besondere Funktion der Modellflugfläche als Fläche mit höherer Nahrungsverfügbarkeit zu erklären ist.

Neben den aggregierten Bestandsindikatoren Arten- und Revierzahl der Probeflächen ist auch eine Betrachtung auf der Ebene einzelner Arten von Interesse. Aufgrund der teils geringen Bestände liefert dies aber in den meisten Fällen absehbar keine statistisch relevanten Aussagen. Als mögliche Lösung wurden daher Artgilden mit ähnlichen Lebensraumsansprüchen (insbesondere Brutstätten) zur weiteren Betrachtung definiert. Diese umfassten sowohl häufige wie auch seltene Arten. Dazu wurden alle festgestellten Arten einer Gilde zugewiesen und die jeweiligen Revierzahlen in einen „Gildenbestand“ für die Probeflächen aufsummiert und auf eine potenzielle Beziehung zur Habitatausstattung untersucht.

Die Gilden umfassen Offenlandarten mit Bodenbruten ohne Strukturbindung, Freibrüter in Gebüsch und Gehölzen, Höhlenbrüter, Kulturfolger mit Brutstätten an Gebäuden, sowie Gewässer- und Uferbewohner.



Für die im Rahmen der Untersuchung nur spärlich nachgewiesenen Kulturfolger und Gewässerbewohner waren die vorhandenen Daten nicht aussagekräftig. Die drei verbleibenden Gilden zeigten in der jeweiligen Bestandsgröße eine starke Korrelation zum Indikator PD, siehe nachfolgende Abbildungen. In allen Fällen ist auch ein Vergleich der linearen Regressionen für VF (rote Linien) und HF (orange Linien) gezeigt.

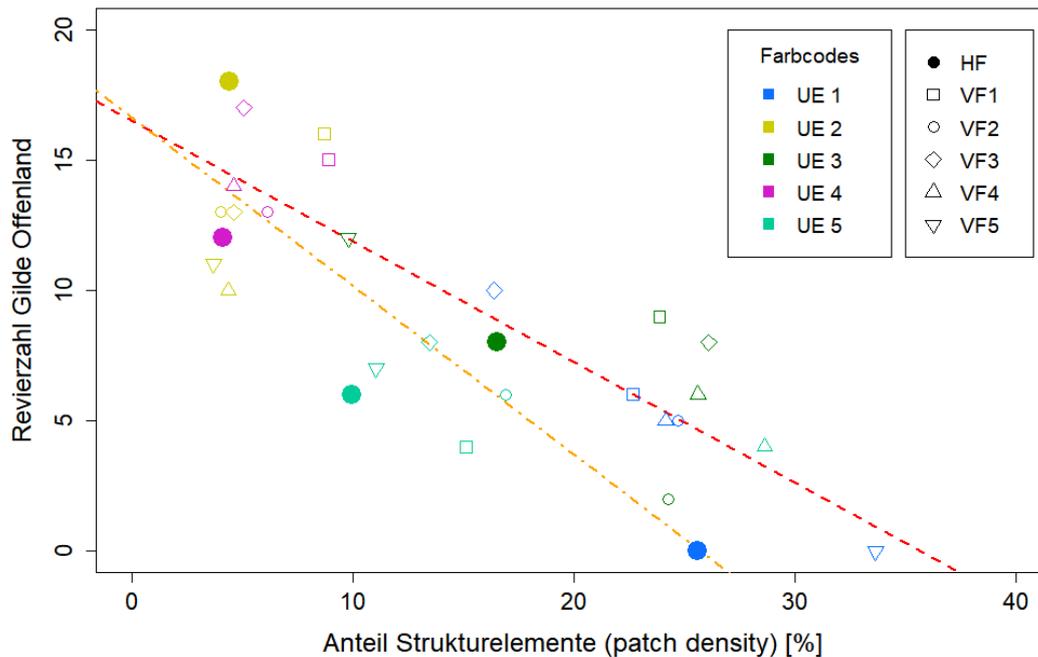


Abbildung 7: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Brutvögel des Offenlands mit Bodenbruten ohne Strukturbindung ($\rho = -0,793$).

Für Offenlandarten ohne Strukturbindung (Abbildung 7) zeigte sich erwartungsgemäß eine starke negative Korrelation (Spearman $\rho = -0,793$). Diese zeigte die größten Siedlungsdichten in strukturalarmen Probeflächen, ab einem kritischen Anteil von Strukturen ist keine Besiedelung mehr zu erwarten (ca. 38 % in VF). Für die HF zeigte sich eine nochmals leicht stärkere Abnahme mit steigendem Anteil an Strukturelementen, was allerdings aufgrund der geringen Stichprobe noch außerhalb einer Signifikanz liegt. Möglicherweise ist dies ein Hinweis darauf, dass Störungen durch den Modellflug in Kombination mit eingeschränkter struktureller Eignung für eine Meidung sorgen. Da aber speziell in UE 1 auch weitere Störungen (Straße) aufgetreten sind, sollte dies vorsichtig bewertet werden. Die Ergebnisse in großräumig geeigneteren Habitaten wie z.B. UE 2 zeigen dort sogar einen höheren Bestand als für VF.



Für Freibrüter in Gebüsch- und Gehölzstrukturen sowie für Höhlenbrüter wurde auch eine starke positive Korrelation zur Häufigkeit dieser Strukturelemente beobachtet (Freibrüter, Spearman $\rho = 0,829$, Abbildung 8 | Höhlenbrüter Spearman $\rho = 0,831$, Abbildung 9).

Zwischen den linearen Regressionen der Daten für HF und VF sind im Rahmen der Unsicherheit der Stichprobe nur geringe Abweichungen zu erkennen. Entgegen der Hypothese einer Beeinflussung durch Modellflug ist die Steigung an HF größer als für VF. Ein negativer Effekt ist somit nicht erkennbar.

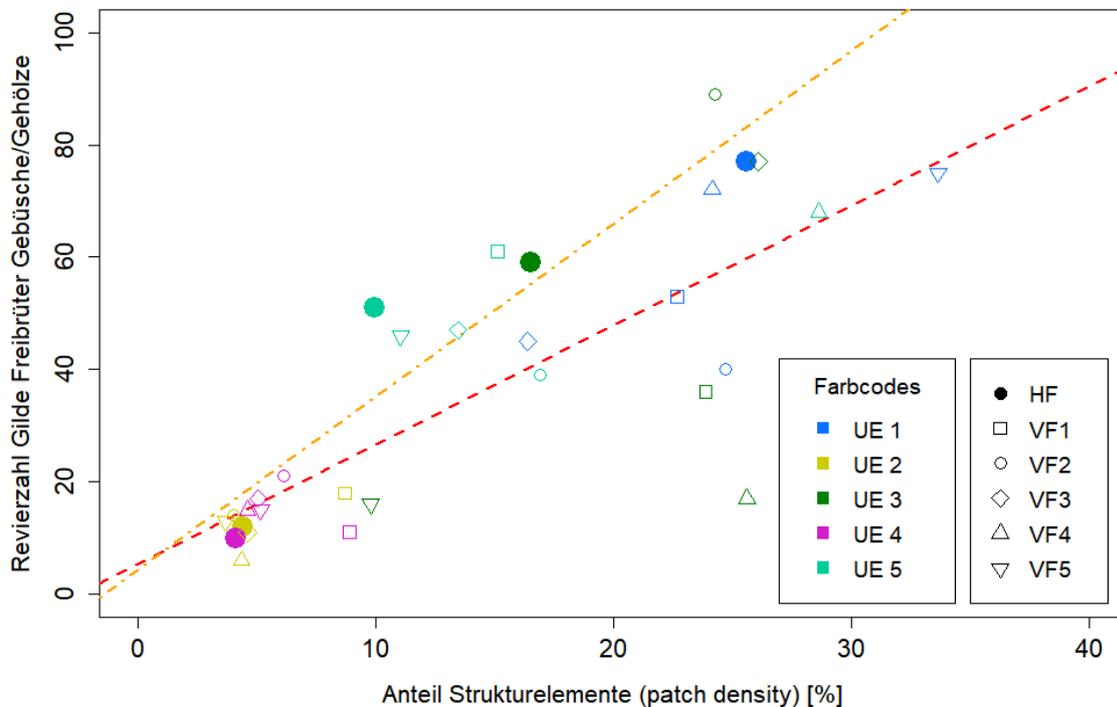


Abbildung 8: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Freibrüter in Gebüsch- und Gehölzstrukturen ($\rho = 0,829$).

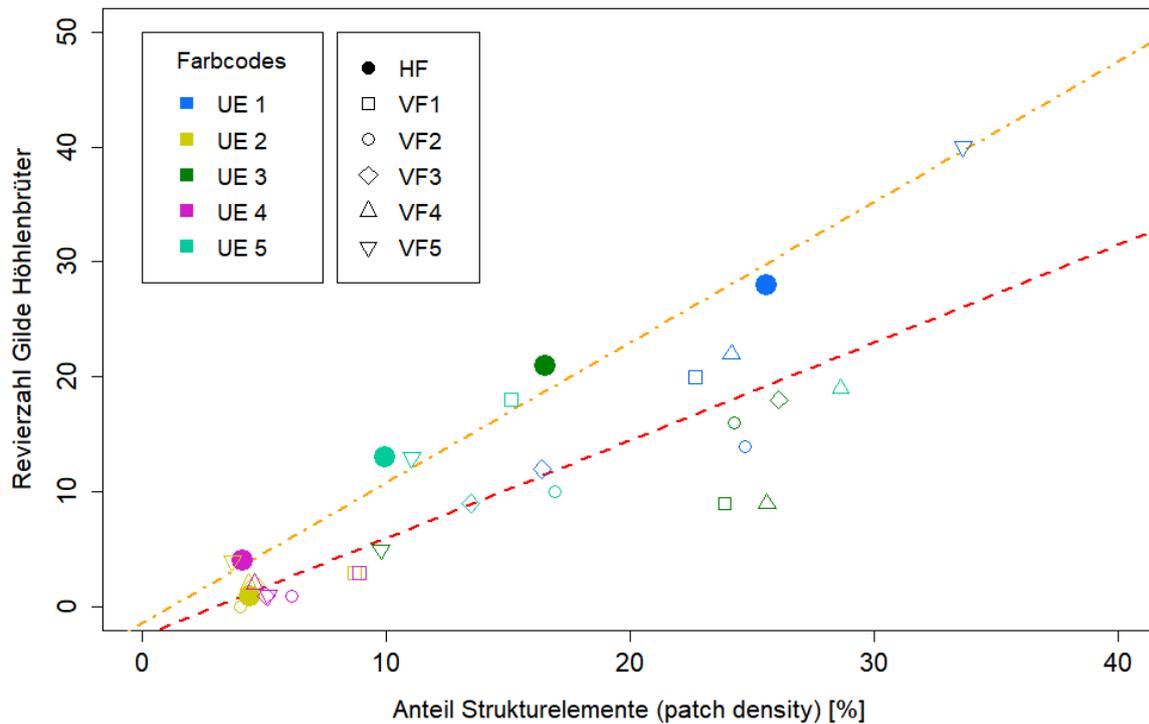


Abbildung 9: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Höhlenbrüter natürlicher Strukturen ($\rho = 0,831$).

Generell sind für die Zusammenhänge der Habitatausstattung für die Bestände der betrachteten Gilden qualitativ und quantitativ vergleichbare Zusammenhänge an Modellflugplätzen und im Umfeld (Vergleichsflächen) aufgetreten.

Mögliche Unterschiede zwischen HF und VF liegen im Bereich der statistischen Unsicherheit basierend auf der geringen Stichprobe. Für Freibrüter und Höhlenbrüter mit Bindung an natürliche Strukturen konnten in HF leicht höhere Bestände als in VF festgestellt werden, was jedoch vorsichtig interpretiert werden sollte, da auch Parameter wie die jeweilige Habitatqualität der Strukturelemente noch implizit enthalten sind. Die festgestellten Abweichungen geben im Fall der nicht strukturgebundenen Offenlandarten aber einen Anfangshinweis auf einen möglichen kumulativen Effekt von mäßiger Habitateignung und dem Einfluss von Störungen. Die Hypothese, dass Störungen vor allem dann einen Effekt zeigen, wenn Habitate nur mäßig geeignet sind, bietet aber Potenzial für weiterführende Untersuchungen.



3.4 Räumliche Revierverteilung von Feldlerchen bei Modellflug

Für Brutvogelarten ohne Bindung an Strukturelemente als Brutstätten ist im Falle einer homogenen Lebensraumeignung und Habitatqualität eine flächendeckende, konstante Siedlungsdichte anzunehmen. Unter dem Einfluss einer signifikanten, lokal begrenzten Störung könnte ein messbarer Effekt auf die lokale Siedlungsdichte auftreten.

Zwei Hypothesen sind denkbar: Einerseits könnte im gestörten Bereich eine generell reduzierte Siedlungsdichte auftreten, da der Bereich insgesamt gemieden oder weniger dicht besiedelt wird. In diesem Fall ist zu erwarten, dass eine lokal geringere Siedlungsdichte sich mit zunehmendem Abstand zur Störquelle einem Normalwert der ungestörten Landschaft annähert.

Andererseits ist aber auch eine Reviervdrängung an den Rand eines gestörten Bereichs („Toleranzradius“) denkbar, so dass in verschiedenen Abständen um die Störquelle lokal verminderte und erhöhte Siedlungsdichten im Wechsel auftreten könnten. Dieser zweite Fall ist zunächst weniger intuitiv, kann aber z.B. dann auftreten, wenn nicht das Angebot an Brutplätzen oder der Raumbedarf eines Revierpaares, sondern die Nahrungsverfügbarkeit die Siedlungsdichte limitiert. Wird in einem solchen Fall das gestörte Umfeld auch weiterhin zur Nahrungssuche genutzt aber nicht zur Brut, kann bei vergleichbarer Gesamtzahl an Revieren eine scheinbare räumliche Konzentration auftreten. Auch eine Kombination beider Effekte (Verdrängung + reduzierte Revierdichte) ist denkbar.

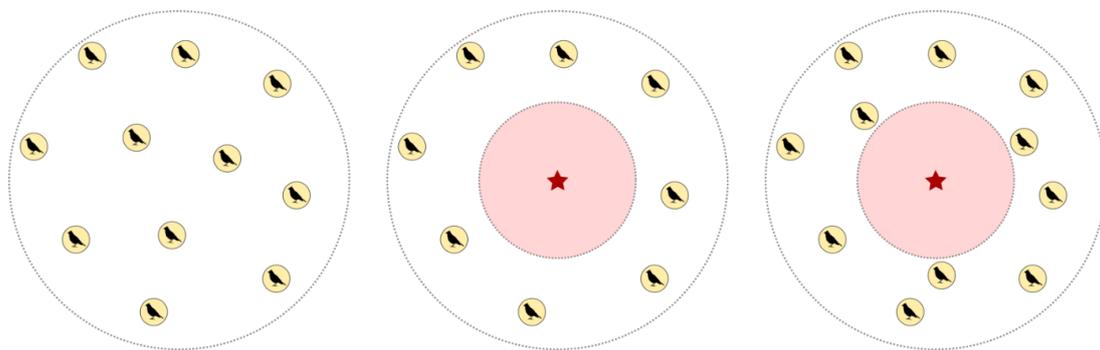


Abbildung 10: Illustration möglicher Effekte von Störungen auf die Siedlungsdichte einer Vogelart ohne Strukturbindung.

Links: konstante, homogene Siedlungsdichte in ungestörter Landschaft. Gleichverteilte Reviere
Mitte: Im Umfeld einer Störquelle (Stern) werden Reviere in einem gestörten Bereich (roter Kreis) nicht oder nur zum Teil besetzt. Es ergibt sich lokal wie auch in der gesamten Probefläche eine geringere Siedlungsdichte.

Rechts: Im Umfeld der Störquelle werden Reviere aus dem gestörten Bereich an einen Toleranzradius verdrängt, im Bereich der Störquelle reduzierte, am Toleranzradius erhöhte Siedlungsdichte.



Zur Untersuchung beider Effekte wurde die räumliche Verteilung der Revierzentren in HF und VF weiterführend ausgewertet. Im Rahmen der gesamten Untersuchung ist insbesondere die Feldlerche als Charakterart der Agrarräume in allen Untersuchungseinheiten aufgetreten. In den jeweiligen Probeflächen liegen geeignete Bruthabitate mit hohem Flächenanteil vor und weisen eine hinreichend homogene räumliche Verteilung auf. Die ermittelten Siedlungsdichten sind ausreichend, um statistisch aussagekräftige Resultate zu gewinnen.

Da die Feldlerche in UE 1 (Siegburg) nicht innerhalb der HF, sondern nur in den VF auftrat, wurde diese Untersuchungseinheit nicht näher betrachtet (ungünstige Habitatbedingungen für die Art). Ein analoger Effekt konnte auch für VF2 in Ingelheim beobachtet werden, die sich ebenfalls eingengt in strukturreicher Landschaft befindet und nicht durch die Art besiedelt war.

Innerhalb der vier verbleibenden UE (2–5) wurde zunächst für alle VF mit Artnachweisen der Feldlerche eine mittlere Revierrichte als Referenzwert der ungestörten Landschaft ermittelt. Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Revierzahlen und Siedlungsdichten der Feldlerche (*Alauda arvensis*) in den untersuchten UE

	Einheit	UE 1 Siegburg	UE 2 Rheidt	UE 3 Ingelheim	UE 4 Offenbach	UE 5 Nalbach	MW UE 2–5
Revieranzahl HF		– ¹	17	4	8	6	8,75
Revieranzahl VF1		4	16	5	10	4	alle VF UE 2–5: 8,68
Revieranzahl VF2		5	12	– ²	9	6	
Revieranzahl VF3		10	12	5	11	8	
Revieranzahl VF4		3	10	4	10	4	
Revieranzahl VF5		–	10	10	12	7	
mittl. Siedlungsdichte VF ± St.-Abw.	[1/ha]	0,195 ± 0,110	0,424 ± 0,087	0,212 ± 0,096	0,368 ± 0,040	0,205 ± 0,063	0,307 ± 0,12
Siedlungsdichte HF	[1/ha]	–	0,601	0,141	0,283	0,212	0,309 ± 0,20

¹ Aufgrund fehlender Nachweise der Feldlerche in der HF Siegburg wird UE 1 hier nicht betrachtet.

² Vergleichsfläche Ingelheim VF2 wurde aufgrund fehlender Nachweise der Feldlerche nicht berücksichtigt.



Die Siedlungsdichten innerhalb der HF zeigen in den unterschiedlichen UE mehr oder weniger deutliche Abweichungen zu den VF. In den UE 3 & UE 5 liegen die Siedlungsdichten im Konfidenzbereich der Mittelwerte der VF, signifikante Abweichungen traten für die UE 4 mit einem deutlich geringeren Wert bzw. für die UE 2 mit einem deutlich höheren Wert auf.

In der Addition der Untersuchungseinheiten 2–5 wurde innerhalb der HF eine durchschnittliche Siedlungsdichte von 0,309 BP/ha ermittelt, in den VF eine Dichte von 0,307 BP/ha. Beide Werte sind aufgrund der geringen Zahl an Untersuchungseinheiten und der starken Streuung des jeweiligen Brutbestands aber mit großen Standardabweichungen behaftet. Dennoch deutet die sehr gute Übereinstimmung darauf hin, dass auf größerem Populationsmaßstab kein Effekt in der absoluten Siedlungsdichte der Feldlerche durch den Einfluss von Modellflugplätzen erkennbar ist.

Zur detaillierten Untersuchung der räumlichen Revierverteilung wurden die Ergebnisse der UE 2–5 aggregiert ausgewertet. Dabei wurde für die Gesamtheit der HF sowie der VF mit Nachweisen der Feldlerche eine mittlere lokale Siedlungsdichte bestimmt. Als Bezugsraum dieser lokalen Dichte wurden konzentrische Ringe im Abstand R zum Flächenmittelpunkt gewählt mit einer Breite $\Delta R = \pm 10 \text{ m}$. Die lokale Siedlungsdichte berechnet sich dann zu

$$\sigma_{HF/VF}(R) = \frac{1}{N_{HF/VF} \cdot \pi \cdot [(R + \Delta R)^2 - (R - \Delta R)^2]} \sum_{i=1}^{N_{HF/VF}} N_{\text{Rev},i}(R \pm \Delta R)$$

mit $N_{HF/VF}$ als Anzahl der betrachteten Flächen (respektive HF bzw. VF) und $N_{\text{Rev},i}$ als Anzahl der Revierezentren in Probestfläche i innerhalb des Rings im Abstand $R \pm \Delta R$ zur Flächenmitte.

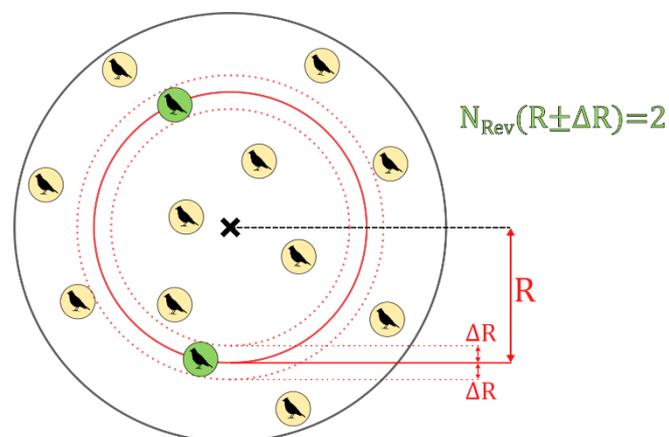


Abbildung 11: Illustration zur Bestimmung der lokalen Siedlungsdichte im Abstand R zur Flächenmitte.

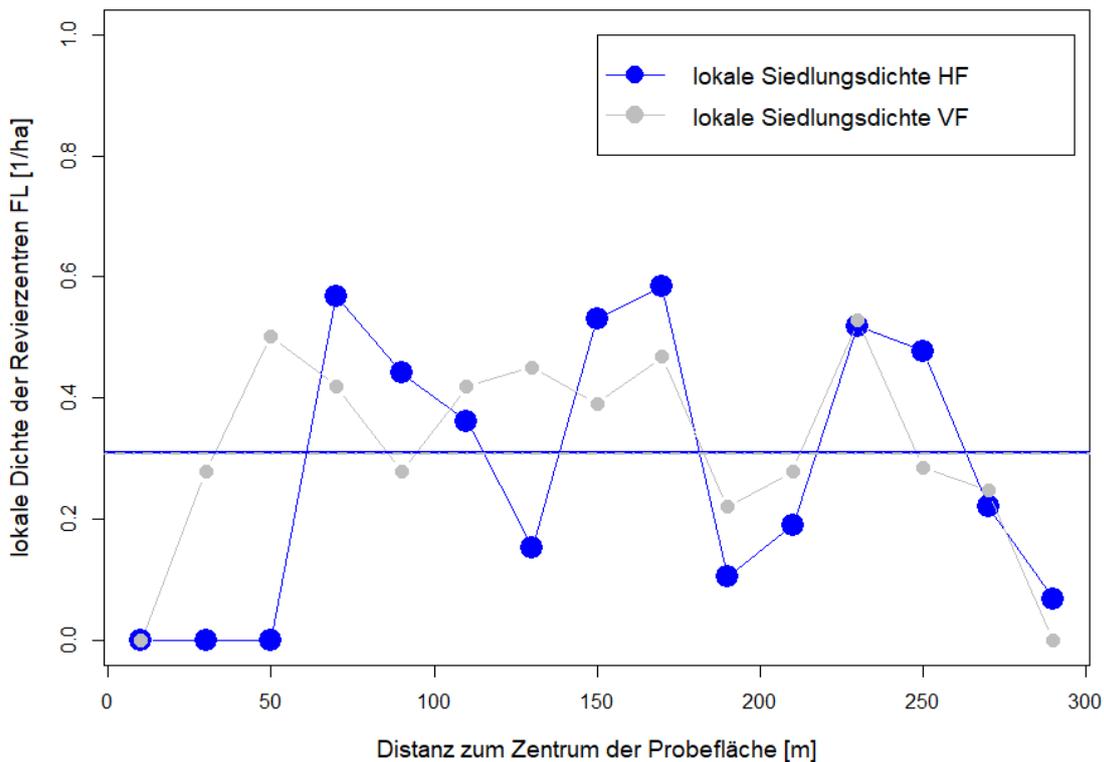


Abbildung 12: Vergleich der lokalen Siedlungsdichten (Ringdichten) der Feldlerche für aggregierte HF/VF. Die Linien zeigen die Mittelwerte für aggregierte HF/VF unter der Annahme homogener Siedlungsdichte.

Eine Auftragung der lokalen Siedlungsdichten für die aggregierten HF und VF ist in Abbildung 12 gezeigt. In beiden Fällen wurde auf die Darstellung von Fehlerbalken verzichtet, da diese aufgrund der in den jeweiligen Probeflächen geringen Punktdichten und der dadurch großen Varianz der lokalen Siedlungsdichten ebenfalls sehr groß sind.

Beide Graphen zeigen eine recht gute Übereinstimmung über einen großen Teil des Wertebereichs von etwa 70–270 m. Die lokalen Dichten der VF wie auch der HF zeigen dabei keine systematische Korrelation mit dem Abstand und bewegen sich um einen gemeinsamen Mittelwert mit zufälligen Schwankungen (in VF fallen diese aufgrund der höheren Stichprobengröße geringer aus). Ein Einfluss des Modellflugs in weiten Teilen der Probeflächen durch verminderte Siedlungsdichte bzw. Konzentration von Revieren an einem Toleranzradius ist somit in den Daten nicht nachweisbar. Dieses Ergebnis ist identisch mit der Schlussfolgerung von Strebel *et al.*, 2016, die ebenfalls keine reduzierte Siedlungsdichte der Feldlerche im Umfeld eines Modellfluggeländes im Agrarland nachweisen konnten.



Die reduzierte Siedlungsdichte am äußeren Rand der Probefläche (290 m) ist sehr wahrscheinlich auf methodische Probleme der Erfassung zurückzuführen. Da revierende Vögel außerhalb der Probefläche nicht gezielt aufgenommen wurden, tritt bei der Revierbildung im Bereich des Flächenrands eine scheinbare Verschiebung der Reviere zu kleineren Distanzen auf bzw. ein Wegfall von Revieren im Randbereich. Dies betrifft aber HF und VF gleichermaßen.

Lediglich im Nahbereich um den Mittelpunkt der Probefläche ist eine potenzielle Abweichung von HF zu VF zu erkennen. In allen HF sind dort keine Revierzentren aufgetreten, was ein Hinweis auf einen Meidungseffekt innerhalb des Flugbereichs sein könnte. Hierbei ist aber zu beachten, dass speziell nahe dem Zentrum die Ergebnisse durch kleine Variationen kritisch beeinflusst werden, als Folge der Geometriedefinition mit dort geringen Ringflächen. Ein einziges Revier mehr oder weniger sorgt hier in der Aggregation für enorme Verschiebungen. Insofern könnte die Abweichung auch aufgrund der geringen Stichprobe der HF ein statistisches Artefakt abbilden. Dafür spricht auch, dass ab ca. 70 m die Siedlungsdichte wieder mit dem Wert der VF übereinstimmt. Vergleicht man diesen Wert mit der typischen Größe für Flugbereiche um Modellflugplätze (Halbkreis mit 300 m Radius), so wird unter der Annahme eines ursächlichen Effekts durch Störungen der Bereich mit Überflügen immer noch auf ca. 90 % der Fläche unverändert besiedelt, trotz vergleichbarem Maß an Störungen. Dennoch kann anhand der oben gezeigten Stichprobe ein lokal begrenzter Effekt nicht ausgeschlossen werden.

Insgesamt ist also für die Feldlerche als Art ohne Strukturbindung bei der Revierverteilung kein signifikanter Unterschied in der Siedlungsdichte an Modellflugplätzen zu messen.

Einzig in einem sehr eng umgrenzten Bereich (< 70 m Radius) innerhalb der Flugzonen besteht eine Restunsicherheit für eine möglicherweise reduzierte Besiedelung bzw. Revierverschiebung aufgrund der statistisch unzureichenden Stichprobe.



4. Diskussion

4.1 Bewertung der Methodik

Die verwendete Methodik weist im Vergleich zu üblichen Vorher-Nachher-Studien sowie Vor- als auch Nachteile auf, die nachfolgend erläutert werden. Trotz der diskutierten Probleme stellte sich die Methodik für viele Arten als geeignet heraus und bietet im Vergleich mit Vorher-Nachher-Studien eine weitere Möglichkeit der Untersuchung.

Vorteile:

- Keine Kenntnisse der vorherigen Ausgangssituation notwendig
- Geringere Variabilität (Jahreswitterung, jährliche Bestandsschwankungen, unterschiedliche Landschaftsstruktur bzw. Landnutzung durch Veränderungen in verschiedenen Jahren).
- Uneingeschränkt erweiterbar auf Modellflugplätze in vielen Landschaftsformen. Durch die steigende Gesamtdatenmenge sind potenziell auch weiterführende statistische Verfahren möglich, insbesondere auch für die Bewertung auf artspezifischer Ebene.

Nachteile der Methodik:

- VF weisen nie quantitativ und qualitativ gleichwertige Habitatausstattung auf (umso schwieriger je heterogener die Landschaft ist)
- Beschränkung auf häufige Vogelarten mit kleinen Revierrößen (z.B. Singvögel). Aussagen zu Arten mit großen Lebensstätten (Greifvögel, Limikolen) sind nicht möglich.
- Artspezifische Vergleiche statistisch nur bedingt möglich, insb. bei Arten mit lückenhaften Verbreitungen oder allgemein geringeren Siedlungsdichten
- Typischerweise gewählten Standorte von Modellflugplätzen bieten nur einen eingeschränkten Zugriff auf Habitate bzw. Artengruppen (meist agrarisch geprägte Normallandschaft im Offenland)
- Beschränkung auf Brutvogelreviere (keine Aussagen über Bruterfolg)



4.2 Fazit: Effekte von Modellflugplätzen auf Brutvögel?

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten im Nahbereich von Modellflugplätzen in einem Betrachtungsradius von 300 m keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Siedlungsdichte, Artenzahl, Biodiversität und Artdominanz gegenüber von Modellflug ungestörten Versuchsflächen im nahegelegenen Umfeld festgestellt werden. Dies zeigt, dass durch den konzentrierten Modellflugbetrieb an einem Modellflugplatz keine Beeinträchtigung der allgemeinen Brutvogelfauna in der Normallandschaft zu beobachten ist, was ein Indiz für eine geringe Auswirkung der Störungen bzw. einen möglichen Gewöhnungseffekt der lokalen Revierpaare darstellt.

Dabei ist als Einschränkung anzumerken, dass die Untersuchung primär auf häufige Brutvogelarten abgezielt hat, die nicht als besonders anfällig für Störungen gelten. Eine Auswirkung auf Arten mit großen Revieren, besonders anspruchsvolle Arten in der Habitatwahl oder sehr störungsempfindliche Arten wurde nicht untersucht und kann somit nicht ausgeschlossen werden.

Die wenigen signifikanten Unterschiede in der Artzusammensetzung in HF und VF stehen in allen Fällen im Zusammenhang mit der lokalen Habitatausstattung, Habitatqualität oder punktuellen Habitatrequisiten.

Generell ist festzuhalten, dass über alle Untersuchungseinheiten hinweg die Landschaftsökologie gegenüber dem Einfluss möglicher Störungen dominiert. Es konnte anhand der aufgenommenen Daten gezeigt werden, dass die Zusammensetzung, Komplexität und Strukturvielfalt der Landschaft mit Arten- und Revierzahl der Brutvogelfauna direkt korreliert. Dabei wurde zwischen HF und VF kein signifikanter Unterschied festgestellt. Eine mögliche Ausnahme besteht aber für suboptimale Habitate, wo sich Störungen eventuell stärker manifestieren. Hierfür wurde bei Offenlandarten ohne Strukturbindung zumindest ein Anfangsverdacht gefunden. Weitere Studien sollten diesen Aspekt insbesondere beleuchten. Dabei ist aber wichtig, weitere Störquellen neben dem Modellflug systematisch auszuschließen, was in der Normallandschaft eine Herausforderung darstellt. Bei möglichen Effekten ist immer auch eine Plausibilitätsprüfung im Vergleich mit weiteren Störquellen nötig. Bei dieser Studie stellten neben dem Modellflug auch die



sonstige Freizeitnutzung, landwirtschaftliche Aktivität, Verkehr auf Straßen bzw. Feldwegen und weitere Faktoren ein erhebliches Störpotenzial dar.

Ein möglicher Effekt auf die räumliche Revierverteilung beschränkt sich ebenfalls nur auf den unmittelbaren Nahbereich. Für die Feldlerche als bodenbrütende Art ohne Strukturbindung blieben kurzrasige Start-/Landebereiche generell unbesiedelt (keine Habitate für Bruten). Außerhalb eines Bereichs von ca. 70 m unterschieden sich die lokalen Siedlungsdichten der Art allerdings nicht signifikant von den Werten für ungestörte VF. Eine generelle Meidung oder räumliche Reviervlagerung an einen „Toleranzradius“ der Störungen waren jeweils nicht festzustellen.

Eine signifikante oder gar existenzielle Beeinträchtigung der Reviere ubiquitärer Brutvogelarten an Modellflugplätzen konnte im Rahmen der Studie nicht gezeigt werden.



Literatur

- ALBRECHT, C., T. ESSER, and J. WEGLAU. 2006. Standortbewertung Und Monitoring Des Modellfluggeländes "Kleine Eube", Biosphärenreservat "Rhön." Kölner Büro für Faunistik.
- ALBRECHT, C., T. ESSER, and J. WEGLAU. 2007. Monitoring Des Modellfluggeländes "Kleine Eube", Biosphärenreservat "Rhön" - Vergleich Der Ergebnisse Aus Den Bestandsaufnahmen 2005 Und 2007. Kölner Büro für Faunistik.
- BEZZEL, E. 1993. Kompendium Der Vögel Mitteleuropas – Passeres – Singvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BEZZEL, E. 1998. Kompendium Der Vögel Mitteleuropas – Nonpasseriformes – Nichtsingvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BRUDERER, B., and S. KOMENDA-ZEHNDER. 2005. Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna – Schlussbericht mit Empfehlungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 376. Bundesamt Für Umwelt, Wald Und Landschaft, Bern. 100 S.
- 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.
- EGAN, C., B. BLACKWELL, E. FERNÁNDEZ-JURICIC, and P. KLUG. 2020. Testing a key assumption of using drones as frightening devices: Do birds perceive drones as risky?.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U., K. BAUER, and E. BEZZEL. 1966. Handbuch Der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- KEIL, W. 1988. Modellflugsport aus der Sicht des Vogelschutzes. *LÖLF-Mitteilungen*. 13: 31–32.
- KELLER, V. 1995. Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel - eine Literaturübersicht.
- KEMPF, N., and O. HÜPPOP. 1998. Wie wirken Flugzeuge auf Vögel? Eine bewertende Übersicht. *Naturschutz Und Landschaftsplanung*. 30: 17–28.
- KOMENDA-ZEHNDER, S., and B. BRUDERER. 2002. Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna – Literaturstudie. Schriftenreihe Umwelt Nr. 344. Bundesamt Für Umwelt, Wald Und Landschaft, Bern. 100 S.
- KÖNIG, C., S. STÜBING, and J. WAHL. 2021. Späte Heimkehrer, „kalt erwischte“ Eisevögel und mögliche Erstnachweise. *Der Falke*. 68.
- RIEDERER, M. 1976. Die Auswirkungen eines Modellflugzeugplatzes im Isarmoos bei Unterwattenbach (Landkreis Landshut) auf die Brutvogelwelt dieses Gebietes. *Naturwissenschaftliche Zeitschrift Für Niederbayern*. 26: 13–19.
- ROSSBACH, R. 1982. Vogelschutz und Modellflugsport. *Vogel Und Umwelt*. 2: 63–68.
- 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.
- STREBEL, N., T. ROTH, and D. WEBER. 2016. Die Existenz des Modellflugplatzes in der Selzacherwiti beeinflusst die Verteilung der Feldlerchen *Alauda arvensis* während der Brutzeit nicht.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER, and C. SUDFELDT. 2005. Methodenstandards Zur Erfassung Der Brutvögel Deutschlands. Max-Planck-Institut für Ornithologie, Radolfzell.
- ZONFRILLO, B. 1992. The menace of low-flying aircraft to seabirds on Ailsa Craig. *28: 4. Scot. Bird News*. 28: 4.

Weitere Quellen

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