

Band 63 • Heft 2 • Mai 2025

Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde



Deutsche Ornithologische Gesellschaft e.V.



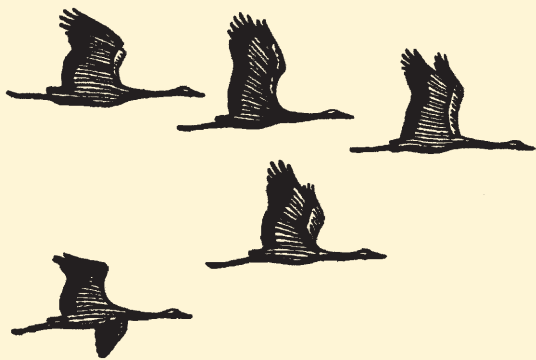
Institut für Vogelforschung
„Vogelwarte Helgoland“



Beringungszentrale Hiddensee



Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Die „Vogelwarte“ ist offen für wissenschaftliche Beiträge und Mitteilungen aus allen Bereichen der Ornithologie, einschließlich Avifaunistik und Beringungswesen. Zusätzlich zu Originalarbeiten werden Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten aus dem Bereich der Vogelkunde, Nachrichten und Terminhinweise, Meldungen aus den Beringungszentralen und Medienrezensionen publiziert.

Daneben ist die „Vogelwarte“ offizielles Organ der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft e.V. (DOG) und veröffentlicht alle entsprechenden Berichte und Mitteilungen ihrer Gesellschaft.

Herausgeber: Die Zeitschrift wird gemeinsam herausgegeben von der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft, dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, dem Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (mit Vogelwarte Radolfzell) und der Beringungszentrale Hiddensee. Die Schriftleitung liegt bei einem Team von Schriftleitern, die von den Herausgebern benannt werden.

Die „Vogelwarte“ ist die Fortsetzung der Zeitschriften „Der Vogelzug“ (1930–1943) und „Die Vogelwarte“ (1948–2004).

Redaktion/Schriftleitung:

Manuskripteingang: Dr. Wolfgang Fiedler, Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell (fiedler@ab.mpg.de)

Dr. Natalie Wellbrock, c/o Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven (Tel.: +49 175 3404508; natalie.wellbrock@do-g.de).

Christof Herrmann, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Beringungszentrale Hiddensee, Goldberger Str. 12, 18273 Güstrow (Tel. 0385/58864240; Fax 0385/58864106, Christof.Herrmann@lung.mv-regierung.de)

Dr. Jochen Dierschke, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Inselstation, An der Sapskuhle 511, 27498 Helgoland (Tel. 04725/64020, jochen.dierschke@ifv-vogelwarte.de)

Meldungen und Mitteilungen der DOG, Nachrichten:

Dr. Natalie Wellbrock, Adresse s. o., natalie.wellbrock@do-g.de

Redaktionsbeirat:

Hans-Günther Bauer (Radolfzell), Stefan Bosch (Sternenfels), Jan Engler (Gent), Sylke Frahnert (Berlin), Klaus George (Badeborn), Fränzi Korner-Nivergelt (Sempach), Bernd Leisler (Radolfzell), Roland Prinzinger (Frankfurt), Kathrin Schidelko (Bonn), Heiko Schmaljohann (Oldenburg), Karl Schulze-Hagen (Mönchengladbach), Gernot Segelbacher (Radolfzell), Darius Stiels (Bonn), Joachim Ulbricht (Peenehagen), Wolfgang Winkel (Wernigerode), Thomas Zuna-Kratky (Wien)

Layout:

Susanne Blumenkamp, Abraham-Lincoln-Str. 5, 55122 Mainz, susanne.blumenkamp@arcor.de

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich.

V.i.S.d.P. sind die oben genannten Schriftleiter.

Die Herausgeber freuen sich über Inserenten. Ein Mediadatenblatt ist bei der Geschäftsstelle der DOG erhältlich, die für die Anzeigenverwaltung zuständig ist.

ISSN 0049-6650

DOG-Geschäftsstelle:

Karl Falk, c/o Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven (Tel. 0176/78114479, Fax. 04421/9689-55, geschaeftsstelle@do-g.de, <http://www.do-g.de>)

Dr. Natalie Wellbrock, natalie.wellbrock@do-g.de

Alle Mitteilungen und Wünsche, welche die Deutsche Ornithologische Gesellschaft betreffen (Mitgliederverwaltung, Anfragen usw.), werden bitte direkt an die DOG Geschäftsstelle gerichtet, ebenso die Nachbestellung von Einzelheften.

Der Bezugspreis ist im Mitgliedsbeitrag enthalten.

DOG-Vorstand

Präsidentin: Dr. Dorit Visbeck-Liebers, Deutsches Meeresmuseum, Katharinenberg 14-20, 18439 Stralsund, dorit.visbeck-liebers@do-g.de

1. Vizepräsident: Prof. Dr. Heiko Schmaljohann, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstraße 114-118, 26129 Oldenburg, heiko.schmaljohann@do-g.de

2. Vizepräsidentin: Dr. Sylke Frahnert, Museum für Naturkunde Berlin, Invalidenstr. 43, 10115 Berlin, sylke.frahnert@do-g.de

Generalsekretär: PD Dr. Swen Renner, Naturhistorisches Museum Wien, Burgring 7, 1010 Wien, Österreich, swen.renner@do-g.de

Schriftführerin: Dr. Nina Seifert, Michael Succow Stiftung zum Schutz der Natur, Ellernholzstr. 1/3, 17489 Greifswald, nina.seifert@do-g.de

Schatzmeister: Dr. Volker Blüml, Freiheitsweg 38A, 49086 Osnabrück, schatzmeister@do-g.de

DOG-Beirat

Sprecher: Dr. Dirk Tolkmitt, Menckestraße 34, 04155 Leipzig, tolkmitt-leipzig@t-online.de



Stromschlagopfer in Pelagonien weisen auf populationsrelevante Verluste bei Vögeln hin

Borut Stumberger & Franc Janžekovič

Stumberger B & Janžekovič F 2025: Electrocution victims in Pelagonia indicate population-relevant losses in birds. *Vogelwarte* 63: 81–100.

North Macedonia is one of the few countries in Europe where the electrocution of birds has not yet been studied. This paper presents the results of an initial field study in the 1,104 km² tectonic depression of Pelagonia on medium-voltage overhead power lines (10 - 35 kV), focusing on the number and species of birds electrocuted, the correlation between the number of birds electrocuted and the different designs of power poles, and land use in midsummer 2023. The post-mortem interval was determined on the basis of the decomposition of the electrocuted birds. The electrocution potential of the examined poles was determined on the basis of photo documentation.

A total of 502 electricity poles were examined, of which 407 were made of concrete, 69 of wood and 26 of metal. Depending on the orientation of the insulator, 393 pylons had at least one pin insulator. In terms of construction, 78.1% were supporting poles, 7.6% were strain poles, 6.6% were transformer poles, 5.6% were switch poles and 2.2% were terminal poles. Of the poles examined, 41 were located in residential areas. The remaining 417 pylons were located in open land outside settlements and were distributed over 18 lines with a total length of 32.4 km.

The checks revealed 73 birds of 13 species killed by electrocution under 51 poles. Starlings, Magpies and White Storks were the most common victims, accounting for 65.7% of the total. The proportion of birds of prey, including Lesser Kestrel, Common Kestrel and Long-legged Buzzard, amounted to 13.7 percent. Looking at the absolute influence of the construction of individual poles on the total number of fatal electrocutions, 64.4% of birds died on support poles with pin insulators and a further 17.8% on transformer poles with pin insulators. In terms of the relative influence of individual structures on overall mortality, 33 transformers stand out, 39.4% of which electrocuted the birds, followed by 11 terminal poles, 27.3% of which resulted in fatal electrocutions. To identify dangerous constructions and predict mortality, the accumulative line of electrocution (EAL) was calculated: the most dangerous constructions in Pelagonia are the terminal and transformer poles, which cause an average of 11.2 victims per 30 poles. Support poles with suspended insulators have the lowest electrocution load with 1.6 victims per 30 poles.

Of the 73 bird carcasses, 49.3% were intact, 20.6% were torn apart by ground predators and only a few remains of 30.1% were still present, which did not allow any concrete conclusions to be drawn about the users. The energetic effect of electric current was still recognizable in 13 (17.8%) of the carcasses. In the post-mortem interval of 15 days, until the carcasses were largely or completely skeletonized, 49 (67.1%) of the electrocuted birds were classified. In midsummer, 98 to 156 electrocuted birds can be expected in one month on the surveyed poles in Pelagonia (less than 3% of all medium-voltage pylons in the area were checked). In Pelagonia, the overall rate of fatal electrocutions is 14.5 birds per 100 pylons and differs between the settlement (39.6 birds / 100 poles) and outside the settlement (11.3 birds / 100 poles). If the electrocution potential of earth faults and short circuits is combined for the poles inspected as part of this study, this results in an average of 3.5 different electrocution possibilities per pole, depending on the design. The ratio between the determined mortality and the electrocution potential of the poles is 1:24.

Linear densities of 5.0 ind. / 1 km for the Lesser Kestrel (n = 161) and 4.3 ind. / 1 km for the Lesser Grey Shrike (n = 139) in Pelagonia indicate the important role of overhead power lines for prey acquisition and post-breeding social behavior of both species. Their actual and regular use in Pelagonia is also evidenced by bird droppings on 34.3% of all poles surveyed, and by pellets on a further 3% of poles. In our study, the Lesser Kestrel is the most affected raptor species with 9.6% of all electrocutions. The fact that only 2% of the medium-voltage poles surveyed contained nests of the four bird species (White Stork, Spanish Sparrow, Hobby and Hooded Crow), of which only one species breeds successfully, indicates the negative effects of electrocution on reproduction.

✉ BS: Cirkulane 41, SI-2282 Cirkulane, Slowenien, Storch Slowenien – CICONIA Slowenien. E-Mail: stumberger@sio.net
FJ: University of Maribor, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Koroška cesta 160, SI-2000 Maribor, Slowenien.
E-Mail: franc.janzekovic@um.si

1 Einleitung

Das Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (UNEP/CMS 2002) und das Berner Übereinkommen zum Schutz der wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen

Lebensräume (Bern Convention 2004) warnen ausdrücklich vor der Gefahr von Stromschlägen und Kollision der Tiere mit Freileitungen. Als am stärksten betroffene Tiergruppe werden die Vögel eingestuft.

Stromschlag (Elektrokution) und Anprall (Kollision) von Vögeln an Freileitungen sind Gegenstand zahlreicher Studien, da sie existenzielle Auswirkungen auf die Vogelpopulationen haben und wirtschaftliche Verluste aufgrund von Unterbrechungen der Stromversorgung sowie Brände verursachen (Bevanger 1994; Ferrer & Janss 1999; Lehman et al. 2007; Dwyer et al. 2019; Haas et al. 2020). Beim Stromschlag unterscheiden wir zwischen Kurz- und Erdschluss. Beide sind deutlich häufigere Unfallursachen als Kollisionen (Bäßler et al. 2000). Ein Kurzschluss entsteht, wenn der Vogel gleichzeitig zwei stromführende Leiter berührt. Wenn ein Vogel auf einem geerdeten Mast mit dem Fuß, Flügel, Schnabel oder Kotstrahl einen spannungsführenden Leiter und Konstruktionsteile berührt, kommt es zu einem Erdschluss. Die häufigste Ursache für Stromschläge der Vögel sind Masten der Mittelspannungs-Freileitungen 1 bis 60 kV aus Beton- und Metall sowie Masten aus Metallkonstruktionen (Bäßler et al. 2000). Der Grund liegt in der technisch fehlerhaften Konstruktion dieser Masten. Verschiedene Mastkonstruktionen haben eine unterschiedliche Stromschlagbelastung: alle Masten mit Stützisolatoren, Transformator- und Schaltermasten gelten in Europa als besonders gefährlich mit hohem Stromschlagpotential (VDEW 1991; Bevanger 1994; Lösekrug 1997; Bevanger 1999; Haas et al. 2005).

Nordmazedonien ist eines der wenigen Länder in Europa, in dem keine veröffentlichten Studien zu Stromschlag und Kollision von Vögeln vorliegen (vgl. Haas 1980; Haas & Fiedler 1997; Haas & Schürenberg 2008; Schneider-Jacoby 2008; Haas et al. 2020). Im Jahr 2002 berichteten Stumberger & Veleviski (2002) über den groß angelegten Umbau von Freileitungen von sicheren Holzmasten (sogar Mittelspannung) in sehr gefährliche Beton- und Metallmasten aller Spannungsbereiche in Pelagonien. Ein erheblicher Teil der Kolonie von elf Weißstorchpaaren *Ciconia ciconia* wurde dieses Jahr im Dorf Zhabeni elektrokutiert (Stumberger & Veleviski 2002). Das erste dokumentierte Stromschlagopfer in Nordmazedonien war 1958 ebenfalls ein Weißstorch aus Pelagonien (Rucner-Kroneisl 1962). Ein Storch war auch das erste fotografisch dokumentierte Opfer eines Stromschlags in den Reisfeldern bei Kočani im Jahr 2010 (Heckenroth & Heins 2010). Stromtod war bislang kein Thema in Nordmazedonien und wurde lediglich in Zusammenhang mit Todesfällen beim Weißstorch wahrgenommen, der bei der örtlichen Bevölkerung hohes Ansehen genießt.

Unser Ziel ist 1) die Anzahl und Artenzugehörigkeit der elektrokutierten Vögel in Pelagonien mit der ersten Felduntersuchung in Nordmazedonien zu dokumentieren, 2) auf der Grundlage von Primärdaten den Zusammenhang zwischen der Anzahl der elektrokutierten Vögel und den Mastenkonstruktionen zu erklären, 3) die Auswirkung der landwirtschaftlichen Landnutzung auf die Elektrokution zu bewerten, 4) die Last des Stromschlags verschiedener Konstruktionen der Elektro-

masten abzuschätzen, indem die Akkumulation der Elektrokution berechnet wird und 5) in Kombination mit der Zählung von Rötelfalken *Falco naumanni* und Schwarzstirnwürgern *Lanius minor* entlang der Trassen von Stromleitungen auf die Bedeutung und Gefahr von Mittelspannungsmasten für beide Arten in der kritischen Zeit nach der Brut aufmerksam zu machen.

2 Material und Methode

2.1 Gebiet

Pelagonien ist eine 1.104 km² große tektonische Senke im Südwesten Nordmazedoniens (41°30'–40°53'N, 21°15'–21°37'E). Sie erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung und wird vom Fluss Crna reka durchflossen, einem der längsten Wasserläufe dieses Landes auf dem Balkan. Pelagonien ist von 1.400 m bis 2.600 m hohen Bergen umgeben. Der flache Boden der Senke liegt durchschnittlich 600 m über dem Meeresspiegel und hat eine Fläche von 900 km². Mit einer Länge von etwa 66 km und einer Breite von 16 km erstreckt sich die Senke noch weitere 15 km nach Süden bis nach Griechenland hinein (vgl. Stumberger & Veleviski 2002). Pelagonien ist eine rurale Landschaft mit weniger als 1 % Waldfläche. Der nördliche und mittlere Teil ist geprägt durch große ausgedehnte Weiden und Wiesen. Der südliche Teil Pelagoniens, vom Dorf Mogila bis zur griechischen Grenze, ist trockengelegt und mit Monokulturen wie Mais, Weizen oder Tabak bepflanzt. Obwohl 1959 in Pelagonien 540 km² Fläche trockengelegt wurde, treten Überschwemmungen immer noch auf (Stumberger & Schneider-Jacoby 2006). Seit der Jahrtausendwende sind auch die nördlichen und zentralen Teile Pelagoniens einem schnellen landwirtschaftlichen Wandel unterworfen, indem die traditionelle Beweidung aufgegeben wurde und Ackerlandwirtschaft die Oberhand gewinnt. Pelagonien ist von einer starken Landflucht und der Aufgabe ganzer Dörfer betroffen.

2.2 Methode

Im Zeitraum vom 28. Juli bis 3. August 2023 wurden in 35,5 Stunden 502 einzelne Masten und Linien der Mittelspannungsmasten (10–35 kV) in Pelagonien kontrolliert und nach Vogelkadavern abgesucht. Die untersuchten Einzelmasten und Mastenlinien decken das gesamte Gebiet ab und lassen somit Rückschlüsse auf die Situation in ganz Pelagonien zu (Abb. 1). Daten vor Ort wurden unter Anwendung der Applikation „My Location – Tracks GPS & Maps (2023)“ eingegeben. Aufgezeichnet wurden geografische Koordinaten, Standort, Spannungsbereich, Material (Holz, Beton, Metall) und Konstruktion des Masts (Trag-, Abspann-, Transformator-, Schalter- und Endmasten), Ausrichtung des Isolators (stütz, horizontal, hängend), Vogelart, Spuren von Exkrementen auf und unter den Masten und ausgewürgte Speiballen unter den Masten inklusive Lebensraumtyp (Anhang 1 und 2 online verfügbar). Bei den Standortangaben ist die Position des Mastes in oder außerhalb einer Siedlung erfasst. Außerhalb der Siedlungen wurden zwei Lebensraumtypen unterschieden: Grünland (Wiesen und Weiden) oder Acker. Von jedem Mast und seiner Umgebung sowie den verschiedenen ausgeführten Mastköpfen wurden Aufnahmen angefertigt. Mit der Durchsicht der Bilder der Isolatoren konnten diese gezählt und nach Material (Keramik, Glas, Komposit) und

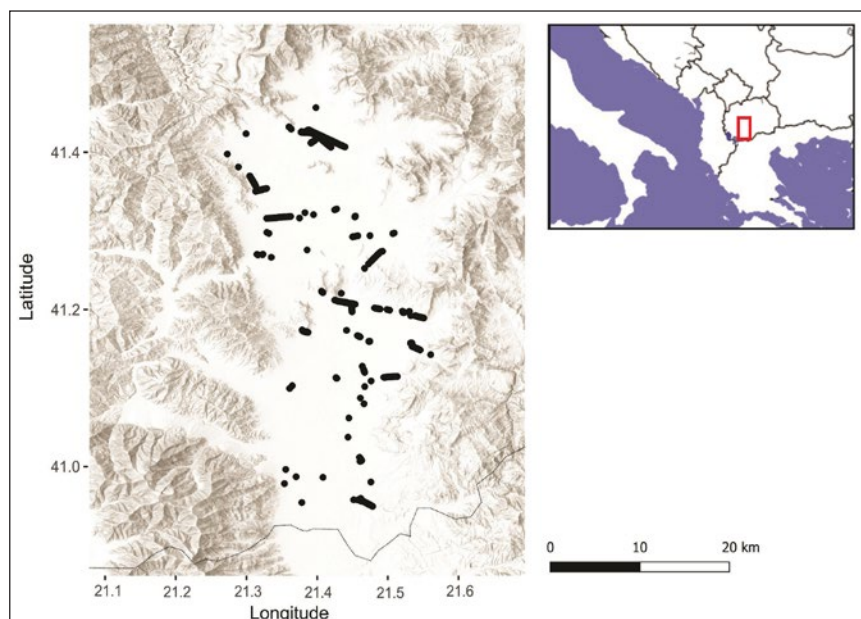


Abb 1: Das Gebiet Pelagoniens in Nordmazedonien. Punkte markieren die inspizierten Standorte der Mittelspannungsmasten (10–35kV). – *The area of Pelagonia in North Macedonia. Dots mark the inspected locations of medium-voltage power poles (10–35 kV).*

Form (Glocke, Kappe und Stab) klassifiziert werden. Dabei wurden auch die beschädigten Isolatoren und die Masten gezählt, an denen zwei oder mehr Generationen von Isolatoren gleichzeitig vorhanden waren – diese weisen auf mögliche Schäden hin, die durch die Einwirkung von elektrischem Strom auf Vögel verursacht wurden. So wurde das Stromschlagpotential der Masten numerisch berechnet, indem die Zahl der Isolatoren am geerdeten und die Zahl der Dubletten von Leitern unter Strom in einer Ebene am nicht geerdeten Mastenkopf summiert wurde. Dazu wurden an geerdeten Masten auch unter Strom stehende Teile, die Sitzgelegenheit bieten und Vögeln durch Erdschluss gefährlich sind, gerechnet (Details in Kapitel 3.2. Isolatoren). Dieses Potential wird definiert als die Fähigkeit, einen Vogel durch Stromschlag aufgrund der fehlerhaften Konstruktion eines Strommastes zu töten. Der Artikel bewertet Stromschläge aufgrund von Erdschluss und Kurzschluss.

2.3 Zustand und Alter von Kadavern

Die gefundenen Vogelkadaver oder deren Überreste wurden im Feld bis zur Art bestimmt und fotografiert ($n=57$). Gefieder und Körper wurden nach Anzeichen auf die Wirkung elektrischen Stroms abgesucht: das Vorhandensein von Verbrennungen (Brandmarke) oder ein charakteristisches elektrisches Zeichen (Strommarke) an mindestens einer Feder wurde als Beweis für die Wirkung des elektrischen Stroms bewertet (Pemsel-Tritschler & Haas 2008). Waren Verbrennungen an den Federn sichtbar, wurde nicht weiter nach der Strommarke gesucht. Abhängig von der Pathogenese (Verwesungszustand) können zwei Arten der Wirkung des elektrischen Stroms unterschieden werden: (i) eine energetische durch die Erzeugung von Joule-Wärme (Verbrennungen und Verkohlungen von Geweben und/oder Federn) und (ii) eine reaktive durch Nerven- und Muskelgewebe (Kontraktion der Muskeln von Kadavern). Anhand des Geruchs, der Totenstarre, des Zustands des Augapfels, des Zersetzungsgrads des Kadavers (und des Gefieders) und des Vorhandenseins von Aasfliegenlarven (Diptera) bzw. der Mumifizierung der Vogel-

leiche, wurde das Alter des Leichnams auf < 7 Tage, 7–14 Tage und > 14 Tage geschätzt. Es wurde angenommen, dass die komplette Todesstarre in drei bis sechs Stunden einsetzt und nach 24 Stunden nachlässt (vgl. Valverde et al. 2020).

Die Autoren gingen davon aus, dass das minimale postmortale Intervall für die Entwicklung der Maden der Goldfliegen (Lucilia), der Fleischfliegen (Sarcophagidae) und, unmittelbar nach ihnen, der Schmeißfliegen (Calliphora) auf Vogelkadavern mit den anderen Wirbeltieren vergleichbar ist und auf dem Höhepunkt des Mittelmeersommers zwei bis drei Tage beträgt (vgl. Dawson 2021) und davor die Fliegen maximal ein bis zwei Tage benötigen, um den Kadaver zu entdecken und mit der Eiablage zu beginnen. Im Kadaver erreichen aassfressende Maden ihren zahlenmäßigen Höhepunkt sieben Tage nach der Eiablage, danach nimmt die Zahl der Maden ab und wird nach 15 Tagen durch Ameisen und Käfer ersetzt (Valverde et al. 2020). Wenn die Kadaver beim Anheben deutlich an Gewicht verloren hatten und nur wenige oder keine Maden enthielten, wurde eine Liegezeit von mehr als zehn Tagen angenommen; waren diese bereits größtenteils oder vollständig skelettiert, von mehr als 15 Tagen. Durch die Untersuchung des Kadavers in Kombination mit der Konstruktion des Elektromastes, unter dem der durch den Stromschlag getötete Vogel lag, konnte auf die wahrscheinliche Todesart (Erd- oder Kurzschluss) geschlossen werden. Dabei wurde der Regel gefolgt, dass nur unter einem Mast liegende Vögel mit Anzeichen elektrischer Einwirkung als durch einen Stromschlag getötet gelten können, während Vögel zwischen den Masten ohne diese Anzeichen als Opfer einer Kollision mit den Leitungen betrachtet werden sollten (Ferrer et al. 1991; Bevanger 1994). Rationale Gründe und die der Untersuchung vorangegangene Felderfahrung führten dazu, dass aus Zeitgründen alle Vogelkadaver oder deren Überreste direkt unter den Masten als elektrokutiert behandelt wurden, auch ohne klinische Feststellung des definitiven Stromschlags. Als Beweis für einen letalen Stromschlag wurden somit Funde von einem Bündel von Flug- oder Steuerfedern oder einem Stück Haut mit Federn betrachtet, während Funde von nur

einer oder zwei Federn ausgeschlossen wurden (vgl. Shnayder 2021). Teilfunde von Knochen, Flug- und Steuerfedern wurden zusammengesetzt, um die Anzahl der elektrokutierten Individuen zu bestimmen (vgl. Abb. 2). Zerrissene Vogelleichen mit verstreut umherliegenden, häufig in eine Richtung vom Masten weg verschleppten Federn und Knochen sowie zerbissenen Kielen beweisen die Nutzung durch Prädatoren und sind als Prädation bewertet.

Außerhalb der Siedlungen haben wir in Pelagonien Rötelfalken und Schwarzstirnwürger entlang der inspizierten Linien von Strommasten gezählt, kartiert und ihr Sozialverhalten protokolliert (Familie, Gruppe, Individuum). Als Gruppe oder Familie galten mindestens drei Vögel. Als Familie nur, wenn die Altvögel die Jungvögel fütterten oder Jungvögel um Futter bettelten. Die Ergebnisse werden in Form von linearen Dichten (Anzahl Individuen / 1 km) dargestellt. Auch wurden Brutvogelnester auf Masten sowie Erdhöhleneingänge von Dachs *Meles meles* und Fuchs *Vulpes vulpes* neben Masten aufgenommen.

Die Ergebnisse der Erhebung der Strommasten wurden in eine Excel-Tabelle übertragen und mit der Fotodokumentation abgeglichen. Ein Fehler von 0,7 % ($n = 49$) in den Datensätzen wurde dabei eliminiert. Die Foto-Dokumentation der Masten wurde entsprechend der Reihenfolge in Form eines Katalogs zusammengestellt. Das gilt auch für die elektrokutierten Vögel (Anhang 3 online verfügbar).

2.4 Statistische Auswertung

Masten, die Stromschlag mit tödlichem Ausgang (Elektrokution) verursachten, wurden absolut und relativ bewertet: absolut – im Verhältnis zur Auswirkung einzelner Mastkonstruktionen auf die Gesamtzahl toter Vögel und relativ – im Verhältnis zur Auswirkung der standardisierten Anzahl einzelner Mastkonstruktionen auf den Stromtod der Vögel.

Die relative Auswirkung einzelner Konstruktionen auf die Elektrokution der Vögel wurde anhand der Stromschlagbelastung untersucht. Sie wurde als die Anzahl der durch Stromschläge getöteten Vögel pro 30 Masten definiert. Mit der akkumulativen Linie der Elektrokution (EAL) wurde die Stromschlagbelastung verschiedener Mastkonstruktionen dargestellt. Getrennt für jede Konstruktion wurde der Vektor für die akkumulierte Anzahl der Masten und der entsprechende Vektor für die akkumulierte Anzahl der durch Stromschläge getöteten Vögel berechnet. Der Zusammenhang zwischen den beiden Variablen wurde mit einer einfachen linearen Regression ausgewertet und durch Regressionslinien dargestellt (Legendre & Legendre 2012). Die akkumulierte Anzahl der Masten war die unabhängige und die akkumulierte Anzahl der elektrokutierten Vögel die abhängige Variable. Dies zeigte den Zusammenhang zwischen der Anzahl der Masten und der Anzahl der durch Stromschläge getöteten Vögel. Das Ergebnis der linearen Regressionsanalyse zwischen den beiden Variablen ist das statistische Modell der Beziehung, geschrieben in Form einer Regressionsgleichung (n letale Stromschläge = $a + b \times n$ Masten). Der Regressionskoeffizient b bzw. Richtungskoeffizient gibt die Änderung der Anzahl der durch Stromschläge elektrokutierten Vögel an, wenn dem Modell ein Mast hinzugefügt wird. Der Determinierungskoeffizient R^2 gibt den Anteil der erklärten Variabilität der Anzahl der durch Stromschläge getöteten Vögel an. Die Regressionsanalyse wurde für jeden Konstruktionstyp durchgeführt. Das statistisch signifikante Regressionsmodell lag bei $\lambda < 0,05$.

Regressionsmodelle für einzelne Konstruktionen wurden in die Schätzung der Anzahl von Elektrokutionen pro standardisiertem Wert von 30 Masten einbezogen. Diese Zahl wurde gewählt, weil es sich um eine relevante Zahl für einzelne Typen der Masten in Pelagonien handelt und weil sie aus der statistischen Praxis stammt, bei der 30 Messungen ausreichende Informationen bieten, um Rückschlüsse auf die Eigenschaften der Population zu ziehen (Krebs 2014). Außerhalb der Siedlungen wurden die Konstruktionen der Tragmasten gesondert behandelt, je nach Lebensraum, ob diese Masten auf bewirtschafteten Acker- oder Grünlandflächen standen.

Der Unterschied zwischen den relativen Häufigkeiten der Elektrokutionen je nach individueller Mastkonstruktion wurde mit dem Chi-Quadrat-Test geprüft, die Alternativhypothese wurde unter der Bedingung $\lambda < 0,05$ akzeptiert.

3 Ergebnisse

3.1 Masten

Es wurden 502 Strommasten kontrolliert, davon 407 aus Beton, 69 aus Holz und 26 aus Metall. Die häufigste Konstruktion mit 392 (78,1 %) entfällt auf Tragmasten, die seltenste Bauweise mit 11 (2,2 %) auf Endmasten. 85 Masten (16,9 %) befanden sich in 41 Siedlungen. Außerhalb der Siedlungen wurden 417 Masten in 18 Linien mit einer Gesamtlänge von 32,4 km kontrolliert, davon standen 252 (50,2 %) in Ackerland, 165 (32,9 %) in Weiden und Wiesen (Tab. 1). Jede Linie zählte zwischen sechs und 85 Masten (Median = 16). Der Anteil verschiedener Konstruktionen der Strommasten zwischen und außerhalb der Siedlungen unterscheidet sich signifikant (Chi-Quadrat = 90,59, $df = 4$, $p < 0,0001$). Außerhalb der Siedlungen dominieren mit 88,7 % die Tragmasten. In Siedlungen sind die Anteile einzelner Konstruktionen gleichmäßiger verteilt, wobei Transformatoren mit 35,3 % vorherrschen (Chi-Quadrat = 10,54, $df = 4$, $p = 0,0322$) (Tab. 1).

Der Anteil von 10–20 kV Masten betrug 86,9 %, der von 35 kV Masten 13,1 %. Die stromführenden Leiter wurden in einer bis drei Ebenen auf den Masten angebracht. Ein Erdseil war nur an einem Drittel der 35 kV Masten vorhanden.

3.2 Isolatoren

Je nach Ausrichtung des Isolators hatten 393 Masten Stützisolatoren (ihre Anzahl pro Mast variierte zwischen 1 und 12), 68 Masten hatten horizontal angeordnete Isolatoren und bei 41 waren Hängeisolatoren vorhanden. An den Masten befanden sich 1.018 Stützisolatoren aus Keramik (Trag-, Transformator- und Abspannmasten), davon 844 auf Beton- oder Gittermasten und 174 auf Holzmasten; 502 Stützisolatoren aus Komposit (Konstruktionen aller Art), davon 450 auf Beton- und Gittermasten und 52 auf Holzmasten; sowie 116 Glasisolatoren (hängend und horizontal). 84 Schalter an 28 Schaltermasten wurden als Stützisolatoren bewertet (sowohl Möglichkeit von Erd- als auch von Kurzschluss).

Tab. 1: Die Bauweisen der inspizierten Mittelspannungsmasten 10–35 kV und ihre Verteilung in Siedlungen und außerhalb von Siedlungen in Pelagonien. – *Construction of the 10-35 kV medium-voltage power poles inspected and their distribution in settlements and outside settlements in Pelagonia.*

Konstruktion - <i>construction</i>	in Siedlung - <i>in settlement</i>		außerhalb Siedlung - <i>outside settlement</i>						Gesamt - <i>total</i>	
	n	%	n	%	Acker - <i>arable land</i>	%	Grün- land - <i>grass land</i>	%	n	%
Tragmasten - <i>support pole</i>	22	25,9	370	88,7	219	86,9	151	91,5	392	78,1
Abspannmasten - <i>string pole</i>	10	11,8	28	6,7	18	7,1	10	6,1	38	7,6
Transformator - <i>transformer pole</i>	30	35,3	3	0,7	2	0,8	1	0,6	33	6,6
Schaltermasten - <i>switch pole</i>	13	15,3	15	3,6	12	4,8	3	1,8	28	5,6
Endmasten - <i>terminal pole</i>	10	11,8	1	0,2	1	0,4	0	0	11	2,2
Gesamt - <i>total</i>	85	100	417	100	252	100	165	100	502	100

Das Stromschlagpotenzial von Stützisolatoren an geerdeten inspizierten Masten in Pelagonien ergibt 1.378 Möglichkeiten, dass Vögel durch Erdschluss elektrokutiert werden – durchschnittlich 2,7-mal pro Mast ($n = 502$). Weitere 224 Möglichkeiten für die Elektrokution der Vögel zeigen sich auf Leitern in einer Ebene durch Kurzschluss (insbesondere Holzmasten ohne Erdung). Schließlich wurden 130 gefährliche unter Strom stehende Teile, wo die Vögel auch exponiert sitzen können, an geerdeten Masten mit zwei oder mehreren verschiedenen Konstruktionen identifiziert.

Einige der ältesten Glocken- und Kappenisolatoren aus Keramik waren beschädigt ($n=12$), bei den neueren Isolatoren aus Komposit konnten keine Schäden festgestellt werden. Kombinationen von alten Keramik- und Komposit-Isolatoren, insbesondere an alten Tragmasten, deuten eher auf einen fallweisen Austausch der ersteren aufgrund möglicher Schäden durch Vögel mit langanhaltender Spannungsüberbrückung als auf die reguläre Erneuerung hin ($n=19$). Sie können als indirekter Indikator für einen Stromschlag interpretiert werden.

3.3 Exkrement und Gewölle

Vogelkot wurde in 34,3 % entweder auf Masten oder unter den Masten registriert ($n = 175$). Gewölle lagen unter 43 Masten und wurden in 35 Fällen Falken (Rötel- oder Turmfalke *Falco tinnunculus*), in zwei Fällen dem Schwarzstirnwürger und acht Fällen dem Weißstorch zugeordnet. An 15 Masten, an denen Gewölle lagen, wurden keine Exkreme gefunden.

3.4 Brutvögel und Nester

Zwei Brutpaare des Baumfalken *Falco subbuteo* wurden in Krähennestern auf 35 kV-Masten festgestellt: In der

Nähe des Dorfes Sarandinovo saßen am 28. Juli 2023 eben flügge Jungvögel neben dem Nest, und in Alinci hockten am 30.07.2023 die flaumigen Küken noch immer im Nest. In Berovtsi befanden sich unweit der kommunalen Mülldeponie drei Nester des Weißstorchs ohne Bruterfolg auf 35 kV T-Masten. In einem Nest der Nebelkrähe *Corvus cornix* auf einem 10–20 kV-Schaltermast bei Krivogastani baute ein Paar des Weidensperlings *Passer hispaniolensis* sein Nest. In weiteren vier Konstruktionen der Transformatoren haben Weidensperlinge Nester angelegt. Der Anteil der inspizierten Masten mit Nestern beträgt 2 %. Alle Standorte der Masten mit Nestern wurden während der Brutzeit in April und Mai kontrolliert und nur der Baumfalke hat erfolgreich an Mittelspannungsmasten gebrütet.

3.5 Elektrokution

Unter 51 Masten wurden 73 elektrokutierte Vögel von 13 Arten gefunden. Die Todesursache lässt sich in 63,0 % der Fälle auf einen Erdschluss zurückführen, bei 13,7 % auf einen Kurzschluss. Bei den restlichen 23,3 % der Funde konnte die Todesursache nicht eindeutig auf Erd- oder Kurzschluss zurückgeführt werden (Tab. 2).

Die häufigsten Opfer von Stromschlägen waren Stare *Sturnus vulgaris* und Elstern *Pica pica*. 60 % der Stare kamen durch Gruppenstromschläge ums Leben, entweder durch einen Kurzschluss zwischen stromführenden Leitern ($n = 5$) oder durch Erdschluss auf geerdeten Betonmasten mit Stützisolatoren ($n = 7$). Unter Trag- und Transformatormasten mit Stützisolatoren lagen 90 % aller elektrokutierten Stare. Bei Elstern sind Stützisolatoren an Trag- und Trafomasten in 73,3 % die Todesursache. Elektrokutierte Weißstörche lagen unter allen



Abb. 2: Bei der Suche um den Schaltmasten am Dorfrand von Gneotino wurden am 1. August 2023 Federn eines Weißstorchs *Ciconia ciconia* gefunden. Eine erste Einschätzung, dass ein elektrokutierter Storch zerrissen wurde, erwies sich als Fehler, nachdem die gefundenen Hand- und Armschwingen zusammengestellt wurden. Das Resultat waren Federn von drei Störchen, deren Körper schon verschleppt worden waren (u.a. Schakal oder Hunde anwesend). Die Hühner waren dabei, die Reste der Flügel zu zersetzen und haben intensiv einzelne Federn bekippt, um an Eiweiß in Federfollikeln zu gelangen. Todesursachen (Erdschluss oder Kurzschluss) sind auf Schaltmasten schwer zu ermitteln: beide kommen in Betracht. – *During a search around the switch pole on the outskirts of the village of Gneotino on August 1, 2023, feathers from a White Stork *Ciconia ciconia* were found. Initial assessment: an electrocuted stork had been torn apart, but this proved to be a mistake after the found primaries and secondaries were collected. The result was feathers from three storks whose bodies had already been transported (e.g. jackals and dogs present). The hens were decomposing the remains of the wings and were intensively pecking at individual feathers to get protein from the feather follicles. The cause of death, earth fault, or short circuit is difficult to determine on switch poles: both are possible.*

Fotos: Borut Stumberger

Typen von Mastkonstruktionen, die Hälfte davon unter solchen mit Stützisolatoren. Für 30 % der tödlichen Stromschläge bei Störchen sind Schaltmasten verantwortlich, der höchste Prozentsatz unter den elektrokutiert festgestellten Arten (Abb. 2). Tragmasten mit Stützisolatoren sowie Konstruktionen auf Abspann- und Transformatormasten mit Stützisolatoren sind verantwortlich für die Elektrokution der Dohlen und Krähen. Dies gilt auch im Falle des Rötelfalken, für den die Stützisolatoren an Tragmasten die Hauptursache der Elektrokution sind (Abb. 3). Nur ein einziger Rötelfalke wurde an einem Schaltermast gefunden. Bestandsbedrohend könnten die Verluste auch für den lokalen

Brutbestand des Adlerbussards *Buteo rufinus* sein (Abb. 4). Zu den seltener elektrokutierten Arten gehört die in der Gegend häufig vertretene Grauammer *Emberiza calandra*. Ein Schwarzstirnwürger wurde unter der Traverse eines Abspannmasten mit zu kurzer Überbrückung eines nicht isolierten Leiters gefunden.

Die Artenzusammensetzung der elektrokutierten Vogelarten unterscheidet sich innerhalb und außerhalb von Siedlungen erheblich (Chi-Quadrat = 67,85, df = 2, $p < 0,0001$). In Siedlungen überwiegen Störche, außerhalb von Siedlungen Greifvögel, wobei sechs Arten in Siedlungen und elf Vogelarten außerhalb von Siedlungen von Stromschlag betroffen sind (Tab. 2).



Abb. 3: Dieser adulte männliche Rötelfalke *Falco naumanni* wurde auf einem gemähten Weizenacker ohne Kontakt zum Boden in der starren Todeshaltung mumifiziert unter einem 10–20-kV-Mast gefunden. Brandmarken waren auf der linken Flügelspitze präsent, am rechten Flügel hatte der Stromfluss an dem ventralen fleischigen Teil um das Metacarpalgelenk ein Federloch verursacht (Pfeil). Das Männchen könnte beim Abflug mit dem ventralen Flügelbereich den Isolator mit Leiter unter Spannung berührt und einen Erdschluss verursacht haben. Da Rötelfalken häufig die Nähe und die Deckung (z. B. Schatten) dicht beim Isolator suchen, wird ihnen dieses charakteristische Verhalten oft zum Verhängnis. Topolchani, 30. Juli 2023. – *This adult male Lesser Kestrel Falco naumanni was found mummified in a harvested wheat field, without contact with the ground, in the rigid death position beneath a 10-20 kV supporting pole. Burns of feathers were present on the left wingtip, and on the right wing, the current flow had caused a feather hole in the ventral fleshy part around the metacarpal joint (arrow). The male may have touched the insulator or conductor with the ventral wing side during take-off, causing an earth fault. Since Lesser Kestrel frequently seek proximity and cover (e.g., shade) close to the insulator, this characteristic behaviour often proves fatal. Topolchani, July 30, 2023.*

Fotos: Borut Stumberger



Tab. 2: Elektrokutierte Vögel, die in Pelagonien zwischen 28. Juli und 3. August 2023 unter 51 Mittelspannungsmasten 10–35 kV gefunden wurden. Bezugnehmend auf die Konstruktion des Strommasten (n = 502) und der Untersuchung der Kadaver ist die wahrscheinliche Todesursache dargestellt. – *Electrocuted birds found under 51 medium-voltage 10-35 kV poles in Pelagonia between July 28 and August 3, 2023. The probable cause of death is shown with reference to the construction of the electricity pole (n = 502) and the examination of the carcasses.*

Art - species	Anzahl der elektrokutierten Vögel - number of electrocuted birds			Ursache der Elektrokution - cause of electrocution		
	in Siedlung - in settle- ment	außerhalb Siedlung - outside settlement	Gesamt - total	Erd- schluss - earth fault	Kurz- schluss - short circuit	nicht bekannt - not know
Star <i>Sturnus vulgaris</i>	6	14	20	11	*5	4
Elster <i>Pica pica</i>	7	11	18	12	**1	5
Weißstorch <i>Ciconia ciconia</i>	9	1	10	5	**3	2
Dohle <i>Coloeus monedula</i>	2	5	7	6		1
Rötelfalke <i>Falco naumanni</i>		7	7	6	**1	
Nebelkrähe <i>Corvus cornix</i>		3	3	3		
Adlerbussard <i>Buteo rufinus</i>		2	2	1		1
Turmfalke <i>Falco tinnunculus</i>		1	1	1		
Kohlkrabe <i>Corvus corax</i>		1	1	1		
Türkentaube <i>Streptopelia decaocto</i>	1		1			1
Taube <i>Columba livia f. domestica</i>	1		1			1
Schwarzstirnwürger <i>Lanius minor</i>		1	1	1		
Grauammer <i>Emberiza calandra</i>		1	1			1
Gesamt - total	26	47	73	46	10	17

* Überbrückung zweier Phasen spannungsführender Leiter im Schwarm an Holzmasten

** Schaltermasten, möglich auch Erdschluss

Tab. 3: Durch Stromschlag verursachte Sterblichkeit der Vögel an einzelnen Konstruktionen der Strommasten in Pelagonien. – *Mortality of birds caused by electrocution on individual electricity pole constructions in Pelagonia.*

Konstruktion - constrution	Anzahl Masten - number of poles	Masten mit Kadavern - poles with carcasses	Anteil Masten mit Kadavern % - percentage of poles with carcasses	Anzahl Opfer - number of victims	Anteil Sterblichkeit bez. Konstruktion des Mastens % - Mortality rate related to pole construction %
Tragmasten - support pole	392	34	8,67	47	11,99
Abspannmasten - string pole	38	5	13,16	5	13,16
Transformator - transformer pole	33	7	21,21	13	39,39
Schaltermasten - switch pole	28	3	10,71	5	17,86
Endmasten - terminal pole	11	2	18,18	3	27,27
Gesamt - total	502	51	10,16	73	14,54



Abb. 4: Der adulte Adlerbussard *Buteo rufinus* ist durch einen länger anhaltenden Stromfluss an einem Tragmasten im Mittelspannbereich 10–20 kV gestorben, durch Erdschluss ausgelöst. An beiden Fängen ist die Haut abgeplatzt, am linken Fang sind auch deutlich am Knochen Verbrennungen des 4. Grades erkennbar. Der Stromfluss könnte auch über den fleischigen Anteil des rechten Handflügels unten gelaufen sein. Die neu angebrachten Stützisolatoren aus Komposit auf Betonmasten in Pelagonien, an denen der Adlerbussard umgekommen ist, sind für die Vögel von der Größe des Turmfalken und für die Vögel, die in Schwärmen leben, sehr gefährlich. Sarandinovo, 28. Juli 2023. – *The adult Long-legged buzzard Buteo rufinus died from a prolonged current flow on a supporting pole in the medium voltage range of 10-20 kV, caused by an earth fault. The skin on both legs has flaked off, and fourth-degree burns are clearly visible on the bone of the left tarsometatarsus and digits. The current may also have flowed through the fleshy part of the lower right wing. The newly installed composite pin insulators on concrete poles in Pelagonia, where the Long-legged buzzard died, are very dangerous for birds the size of Kestrel and for birds that live in flocks.* Sarandinovo, July 28, 2023.

Fotos: Borut Stumberger

Betrachtet man den absoluten Einfluss der Konstruktion einzelner Masten auf die Gesamtzahl der letalen Stromschläge, kamen 64,4 % der Vögel an Tragmasten mit Stützisolatoren ums Leben und 17,8 % an Transformatormasten mit Stützisolatoren. An Abspann-, End- und Schaltermasten wurden 4,1 bis 6,8 % der Vögel elektrokutiert (Abb. 5).

Betrachtet man den relativen Einfluss einzelner Konstruktionen auf die Gesamtsterblichkeit durch Elektrokution, stechen 33 Transformatormasten hervor, von denen 39,4 % zum Tod von Vögeln führten, gefolgt von elf Endmasten, von denen 27,3 % für die Vögel letal wurden. Die restlichen Konstruktionen waren für 12,0 % bis 17,7 % der Opfer verantwortlich (Tab. 3, Abb. 5). Die relativen Häufigkeiten tödlicher Strom-

schläge unterscheiden sich statistisch zwischen den einzelnen Mastkonstruktionen (Chi-Quadrat = 10,01 df = 4, p = 0,0403).

Vogelkadaver wurden unter 10,2 % der inspizierten Masten, also im Durchschnitt unter jedem zehnten Strommasten gefunden. Die Zahl der durch Stromschlag getöteten Vögel unter den Masten schwankte zwischen 1 und 7, wobei es maximal zwei verschiedene elektrokutierte Vogelarten gleichzeitig gab.

Es konnten keine Kollisionsopfer registriert werden, obwohl ein 20 Meter breiter Streifen unter den Leitungen zwischen den Masten abgesucht wurde (nur 4,4 % der untersuchten Masten waren mit einem dünneren und gefährlichen Erdseil, ausschließlich in 35 kV Bereich, ausgestattet).

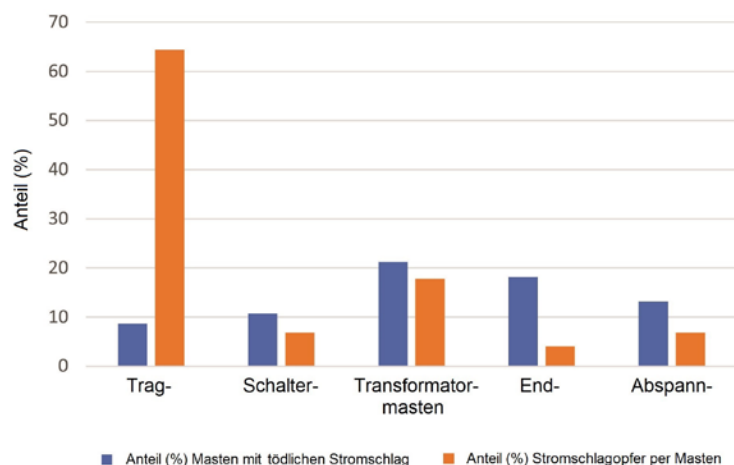


Abb. 5: Bewertung der relativen Sterblichkeit der Vögel durch Elektroktion an verschiedenen Konstruktionen der Strommasten in Pelagonien: a) blau, Anteil der Masten, die Vögel elektrokutiert haben und b) orange, Gesamtwirkung auf Stromtod der Vögel an einzelnen Konstruktionen der Masten. – *Assessment of the relative mortality of birds due to electrocution at different power pole constructions in Pelagonia: a) blue, proportion of poles that electrocuted birds and b) orange, total effect on electrocution of birds at individual pole construction.* From left to right: supporting pole, terminal pole, string pole.

3.6 Akkumulative Linie der Elektroktion (EAL)

Die Regressionsmodelle, welche die Variabilität der Anzahl der durch Elektroktion getöteten Vögel erklären, waren für alle Mastkonstruktionen statistisch signifikant (Tab. 4). Der Anteil der erklärten Varianz R^2 , der erklärt, wie die Zahl der Elektroktionen mit zunehmender Zahl der Masten zunimmt, hat Werte von 77 % für End- bis 91 % für Abspannkonstruktionen ergeben (Tab. 4). Die Regressionskoeffizienten b , welche die Veränderung der Zahl der Elektroktionen bei einer Erhöhung der Zahl der Masten um ein Strommasten angeben, lagen zwischen 0,06 und 0,45 und waren alle statistisch signifikant. Berechnet man diese Werte auf zehn Masten, bedeutet dies, dass Tragmasten mit hängenden Isolatoren relativ am wenigsten gefährlich sind und durchschnittlich 0,6 Todesfälle pro zehn Masten

verursachen. Im Allgemeinen sind Vogelpopulationen in Pelagonien am stärksten durch Transformator- und Endmasten betroffen, mit durchschnittlich 4,5 bzw. 3,9 Todesfällen pro zehn Masten (vgl. Abb. 6).

Aus den Regressionsgleichungen für verschiedene Konstruktionen der Masten wurde die Vorhersage der durchschnittlichen Anzahl von durch Stromschlag elektrokutierten Vögeln berechnet. Diese Vorhersage wird als Last des Stromschlages bezeichnet und stellt einen standardisierten Wert zum Vergleich zwischen einzelnen Mastkonstruktionen dar. Die Vorhersage der EAL an 30 Masten ergibt für eine bestimmte Konstruktion eine Spanne von 1,6 Todesfällen an Tragmasten mit hängendem Isolator bis zu 11,2 Todesfällen an Transformator- und Endmasten (Tab. 4, Abb. 6). Die berechneten Werte gelten für den Höhepunkt des Sommers.

Tab. 4: Lineare Regressionsmodelle für die Vorhersage der akkumulierten Elektroktion (EAL) der Vögel in Pelagonien auf Mittelspannungsmasten 15–35 kV. Ergebnisse des ANOVA-Regressionsmodells: F ; $df1$, $df2$; p . Determinationskoeffizient R^2 . Vorhersage EAL für 30 Masten - vorhergesagte durchschnittliche Anzahl der elektrokutierten Vögel für 30 Masten (NE - Anzahl elektrokutierter Vögel, NM - Anzahl der Masten). – *Linear regression models for predicting accumulated electrocution (EAL) of birds in Pelagonia on medium-voltage poles 15-35 kV. Results of the ANOVA regression model: F ; $df1$, $df2$; p . Determination coefficient R^2 . Predicted EAL for 30 poles - predicted average number of electrocuted birds for 30 poles (NE - number of electrocuted birds, NM - number of poles).*

Konstruktion - construction	Regressionsmodell $NE \sim a + b \cdot NM$	F ; $df1$, $df2$; p	R^2	Vorhersage EAL für 30 Masten
Endmasten – terminal pole	$NE \sim -0,53 + 0,391 \cdot NM$	31,3; 1, 9; 0,0003	0,777	11,2
Transformator – transformer pole	$NE \sim -2,39 + 0,451 \cdot NM$	297,8; 1, 31; < 0,0001	0,906	11,1
Schaltermasten – switch pole	$NE \sim -0,78 + 0,187 \cdot NM$	116,4; 1, 26; < 0,0001	0,818	4,8
Abspannmasten – string pole	$EN \sim -0,87 + 0,157 \cdot NM$	416,8; 1, 36; < 0,0001	0,924	3,8
Tragmasten Stützisolator (Ackerland) - support pole with pin insulator + arable land	$NE \sim -0,65 + 0,110 \cdot NM$	796,8; 1, 188; < 0,0001	0,809	2,6
Tragmasten Stützisolator (Grünland) - support pole with pin insulator + grass land	$NE \sim -0,21 + 0,205 \cdot NM$	2162,6; 1, 138; < 0,000	0,904	2,3
Tragmasten Hängeisolator – support pole with suspension insulator	$NE \sim -0,23 + 0,060 \cdot NM$	249,5; 1, 38; < 0,0001	0,868	1,6

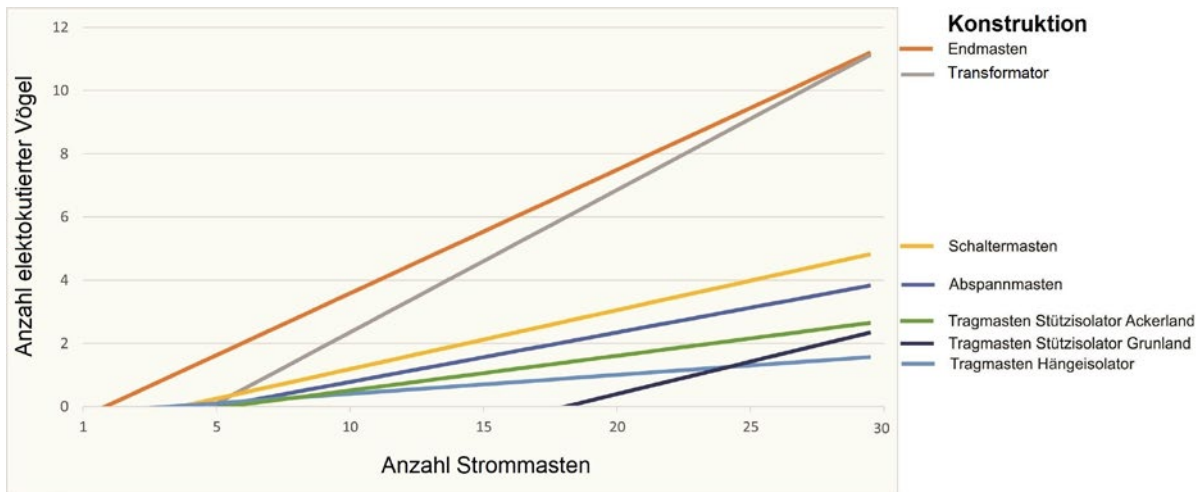


Abb.6: Zusammenhang zwischen der Anzahl der elektrokutierten Vögel und der Anzahl der Masten in 15–35 kV Mittelspannbereich in Pelagonien. Regressionslinien der akkumulierten Elektroktion (EAL) beschreiben die Zunahme der Anzahl von Vögeln, die durch Stromschläge getötet wurden, abhängig von der Anzahl verschiedener Konstruktionen der Strommasten. Für die Tragmasten mit Stützisolatoren werden getrennte Linien für Grün- und Ackerland dargestellt. Die Regressionskoeffizienten und statistischen Merkmale der Regressionsmodelle sind in Tab. 4 dargestellt. – *Relationship between the number of electrocuted birds and the number of poles in the 15–35 kV medium-voltage range in Pelagonia. Regression lines of accumulated electrocution (EAL) describe the increase in the number of birds electrocuted depending on the number of different electricity pole constructions. Separate lines for grassland and arable land are shown for supporting poles with pin insulators. The regression coefficients and statistical characteristics of the regression models are shown in Table 4.*

3.7 Zustand und Alter von Kadavern

Die durch Stromschlag getöteten Vögel lagen direkt neben den Masten auf dem Boden. Von dieser pathognomonischen Lokation des Stromschlags durch Erdschluss abweichend waren eine Graumammer und eine Elster, die von einem Dornbusch direkt neben dem Mast aufgefangen, sowie zwei Elstern, die von einem Aasnutzer zerstückelt und im Umfeld zerstreut worden waren. Von 73 Vogelopfern wurden in 49,3 % der Fälle entweder komplette Kadaver gefunden oder die im Anschluss an die Dekomposition (Zersetzung) nah beieinander liegenden Überreste derselben. 20,6 % waren durch Bodenprädatoren zerrissen. Bei 30,1 % der Opfer konnte Prädatoren nicht zuverlässig bestätigt werden; diese ist jedoch wahrscheinlich, da die Überreste im Umfeld der Masten verstreut lagen.

An elf Kadavern wurden durch die energetische Wirkung des elektrischen Stroms Verbrennungen registriert (Federn, Beine, Schnabel, Kopf und auf der Unterseite der Flügel im fleischigen Gelenkbereich des Metacarpus). Unter den Kadavern ohne Verbrennungen wurden nur zwei mit einer Strommarke am Gefieder gefunden. Damit war die energetische Wirkung von elektrischem Strom bei insgesamt 13 (17,8 %) Kadavern zu finden. Einige Vögel erlitten durch elektrischen Schock einen tödlichen Krampf der Bein- und Flügelmuskulatur und wurden in dieser Position unter Masten gefunden. Außerdem wurde Opisthotonus (Halsverdrehen) festgestellt.

Zwei Stare und ein Turmfalke befanden sich noch in der Todesstarre und waren, auch dem noch hervortretenden Augenbulbus zufolge, erst wenige Stunden vor dem Fund elektrokutiert. Bei sieben Kadavern mit hydratisiertem Bulbus wurde der Todeszeitpunkt auf zwei bis vier Tage vor dem Fund geschätzt. Bei anderen Kadavern war der Bulbus konkav oder die Dekomposition war so weit fortgeschritten, dass dieses Kriterium nicht anwendbar war. Zwölf Kadaver waren durch Maden der Fliegen befallen. Die Kadaver einer Graumammer, einer Nebelkrähe und eines Rötelfalken waren mumifiziert (Abb. 3). Das durch den Prozess der Dekomposition geschätzte Alter von Vogelkadavern betrug durchschnittlich ein bis zwei Wochen mit einem Median von zehn Tagen ($n = 60$). Im postmortalen Intervall von 15 Tagen, bis zum Großteil oder bis zur vollständigen Skelettierung der Vogelleichen, wurden 49 (67,1 %) durch Stromschlag getötete Vögel eingeordnet (Anhang 4).

Auf dem Höhepunkt des Sommers kann, allein an den 502 inspizierten Masten in Pelagonien, den Berechnungen des postmortalen Intervalls, Zahl der elektrokutierten Vögel und Zahl der Elektroktionen zufolge, pro Monat von 98 bis 156 Vogelopfern ausgegangen werden.

3.8 Rötelfalke und Schwarzstirnwürger

Auf Mittelspannungsstrecken außerhalb von Siedlungen haben wir 161 Rötelfalken (5,0 Ind. / 1 km Freileitung) und 139 Schwarzstirnwürger (4,3 Ind. / 1 km

Freileitung) registriert. 77,2 % der Schwarzstirnwürger in 28 Familien saßen auf den Freileitungen, die Erwachsenen fütterten noch die Jungen. Nur sechs Rötelfalken wurden einzeln gezählt, die absolute Mehrheit in Gruppen von drei bis 25 Vögeln (Median = 6). An Leitern und Masten brachten die Altvogel beider Arten den Jungen tagsüber Futter, ruhten, jagten oder versammelten sich in losen Gruppen. Rötelfalken haben einige Freileitungsstrecken, z. B. vor dem Dorf Krivogashtani, als Sammelplatz vor dem Abflug zum gemeinsamen Schlafplatz gewählt.

4 Diskussion

4.1 Masten und Isolatoren

Einzelne Mastkonstruktionen haben ein unterschiedliches Gefährdungspotential (Bäßler et al. 2000), bilden aber als Gesamtheit das Stromschlagpotential eines Gebietes oder einer Region. Den Verfassern ist keine Studie bekannt, die das Stromschlagpotential an Freileitungen anhand von Mastkonstruktionen quantitativ bewerten und mit der ermittelten Sterblichkeitsrate vergleichen würde. Die Sterblichkeitsrate in Stromschlagstudien wird in der Regel anhand der Anzahl getöteter Vögel pro Mast geschätzt (vgl. Loss et al. 2014; Guil & Pérez-García 2022). In der vorliegenden Untersuchung zeigt das Stromschlagpotential von Stützisolatoren an den 502 untersuchten Mittelspannungsmasten in Pelagonien 1.378 Möglichkeiten für Erdschluss, der sich auf Vögel fatal auswirken kann – durchschnittlich Faktor 2,7 pro Mast. Das Zusammenfügen einzelner Mastkonstruktionen zu komplexen technischen Konstruktionen erhöht die Gefahr eines Stromschlags und ist für die Vögel, die diese Masten nutzen, sehr risikoreich (RPS & NABU 2021). Da es sich bei 75 (14,9 %) der untersuchten Konstruktionen in Pelagonien um Hybridkonstruktionen handelt, ist das dargestellte Stromschlagpotential durch Stützisolatoren mit Erdschluss nicht ausgeschöpft. Dieser erreicht mit 130 gefährlichen Ausführungen, die Sitzgelegenheit bieten, in unserer Untersuchung 1.508 Möglichkeiten, um Vögel durch Erdschluss zu töten – durchschnittlich Faktor 3,0 pro Mast. Bei in Gruppen oder Schwärmen lebenden Arten, wie Staren, Elstern, Weißstörchen und Rötelfalken mit zusammen 13,69 % der ermittelten Gesamtsterblichkeit sind theoretisch weitere 224 Tötungsmöglichkeiten durch Kurzschluss möglich (alle Kurzschlussopfer befanden sich neben den Holz- oder Schaltermasten). Das kombinierte Stromschlagpotential durch Erd- und Kurzschluss auf 502 Masten in Pelagonien weist auf 1.732 Möglichkeiten hin, durch die Vögel durch Stromschlag getötet werden können – und damit durchschnittlich auf den Faktor 3,5 pro Mast. Das Verhältnis zwischen festgestellter Sterblichkeit und dem Stromschlagpotential beträgt somit 1:24.

Die Autoren schätzen, dass im Rahmen dieser Untersuchung weniger als 3 % aller Mittelspannungs-

masten in Pelagonien untersucht wurden. Durch die Zahl der Killermasten und ihr Stromschlagpotential weist Pelagonien eine bedeutende Gefahr für die Vögel auf, an Strommasten zu verenden. Diese Gefahr ist persistent und weicht damit grundsätzlich von natürlichen periodischen oder stochastischen Ereignissen, die auf Populationen limitierend wirken, ab.

4.2 Brutvögel und Nester

Die demografischen Folgen für Vögel, die auf elektrischen Freileitungen brüten, sind kaum untersucht (D'Amico et al. 2018). Den Autoren liegt keine Untersuchung vor, welche Nieder- (< 1 kV), Mittel- (1–60 kV) und Hochspannung (> 60 kV) vergleicht. Obwohl die Stichprobe von zehn Nestern auf Mittelspannungsmasten in Pelagonien klein ist, wurden nur zwei erfolgreiche Bruten des Baumfalken festgestellt. Alle Bruten der Weißstörche, Nebelkrähen und Weidensperlinge waren erfolglos. Diese vier Vogelarten belegen nur 2 % der inspizierten Mittelspannungsmasten. Dagegen ist die Lage im Niederspannungsbereich in Pelagonien anders: im Jahr 2022 befanden sich 334 bzw. 79,1 % aller besetzten Storchhorste auf Niederspannungsmasten. 12.694 Paare von sieben Vogelarten nisteten in Storchennestern, oft in Kontakt mit spannungsführenden Leitern; kolonial oder einzeln haben auch Weidensperlinge und Türkentauben die Nester an Niederspannungsmasten angelegt (Stumberger & Veleviski, eigene Daten). Der geschätzte Anteil an Niederspannungsmasten mit Storchennestern in Pelagonien liegt bei über 5 %. Auf 171 Hochspannungsmasten in Slowenien befanden sich bei 21 % Vogelneester zweier Arten (Janžekovič & Šorgo 1995), während 4.336 Masten im Nordosten Spaniens zu 5 % mit Vogelnestern von fünf Vogelarten belegt waren (Infante & Peris 2003). Im Verbreitungsgebiet des Weißstorchs in Portugal verfügten 7,7 % der 8.680 Hochspannungsmasten über Storchennester (Moreira et al. 2018).

Die geringe Belegung von 10–35 kV-Mittelspannungsmasten in Pelagonien kann auf die Auswirkung der Elektroktion hinweisen, da Transformatormasten aus Metallkonstruktionen und alle Hybridmasten viele Möglichkeiten zur Nestplatzierung bieten, diese jedoch ohne Nester waren. Trockene Vogelfedern sind ein sehr guter Isolator, feuchte oder nasse Federn hingegen nur bis etwa 7 kV. Im Mittelspannungsbereich wird ein Stromschlag häufig durch Flug- und Steuerfedern ausgelöst (Haas & Böhmer 2016), während im Hoch- und Höchstspannungsbereich die Gefahr eines Stromschlags aufgrund langer Isolatorenketten zu vernachlässigen ist (cf. Haas et al. 2005). Zukünftige Studien sollten den demografischen Effekt brütender Vogelpopulationen zwischen verschiedenen und innerhalb einzelnen Spannungsbereichen untersuchen. So stieg beispielsweise die Länge des Hochspannungsnetzes im Brutgebiet des Weißstorchs (Beitrag zur Sterblichkeit) in Portugal um 1,8-mal und damit viel langsamer als die Anzahl der

Nester an Hochspannungsmasten (Beitrag zur Fortpflanzung) die 12,1-mal zunahm (Moreira et al. 2017). An 11 % der 1.196 Hochspannungsmasten im Südwesten Spaniens mussten aus Gründen des Betriebs- und Storchenschutzes innerhalb von fünf Jahren 839 Storchennester entfernt oder umgesiedelt werden (Burdett et al. 2022).

4.3 Elektrokution

Die Arten und die Anzahl der elektrokutierten Vögel bezüglich Anzahl der Masten, Jahreszeit, Lebensraum, Konstruktion und Dauer der Untersuchung sowie Standort variieren zwischen den Studien erheblich. Im Hinblick auf die Anzahl der untersuchten Masten und der Länge der Freileitungen identifizierten vergleichbare Studien bei mehreren Begehungen 13 Arten mit 160 Opfern in Katalonien (Mañosa 2001), 45 Arten mit 297 Opfern in Bulgarien (Demerdzhiev 2014) zwei Arten mit zwei Opfern in Albanien (Bashmili et al. 2020), bei je einer einzigen Begehung neun Arten mit 186 Opfern in Kasachstan (Lasch et al. 2010) und 13 Arten mit 161 Opfern in Rajasthan, Indien (Harness et al. 2013). Bei unserer einmaligen Erhebung wurden 13 Arten mit 73 Opfern belegt (Tab. 2). Obwohl die Opfer von Stromschlägen im Allgemeinen Greifvögel, Raben (Krähen) und Thermiksegler sind (Janss 2000; Demerdzhiev et al. 2009), ist die Ordnung der Passeriformes in Pelagonien mit einem hohen Anteil von 69,9 % vertreten (52,1 % bilden Stare und Elstern). Eine Besonderheit unserer Erhebung ist der hohe Anteil an durch Stromschlag getöteten Rötelfalken (siehe Kapitel 3.8. Rötelfalke und Schwarzstirnwürger).

In einer globalen Übersicht, die 114 Studien mit mindestens 20 untersuchten Masten berücksichtigte, wurde die höchste durchschnittliche Stromschlagrate bei Vögeln in Europa festgestellt: $13,9 \pm 29,4$ durch Stromschlag getötete Individuen pro 100 untersuchten Masten; außerdem wurden drei Gebiete mit mehr als 100 elektrokutierten Vögeln pro 100 Masten ebenfalls in Europa belegt (Guil & Pérez-Garcia 2022). In Pelagonien beträgt die Gesamtrate der tödlichen Stromschläge 14,5 Individuen pro 100 Masten und unterscheidet sich zwischen der Siedlung (39,6 Ind. / 100 Masten) und außerhalb der Siedlung (11,3 Ind. / 100 Masten). Unsere Erhebung hat die Rate der Elektrokution für den Hochsommer identifiziert. Die Bestimmung der Elektrokution auf saisonaler oder jährlicher Ebene erfordert einen größeren Input für eine relevante Bewertung der Populationsverluste. Unter Berücksichtigung des postmortalen Intervalls ($67,1 \% \leq 15$ Tage) gehen wir davon aus, dass für die Auswertung der saisonalen Stromschlagrate, z. B. im Sommer, in Pelagonien mindestens eine monatliche Begehung erforderlich wird.

Die absolute Mehrheit der Elektrokutionen in Pelagonien ist auf Erdschluss zurückzuführen. Absolut verursachen die meisten tödlichen Stromschläge die Tragmasten mit Stützisolatoren und relativ die Transformator-

masten mit Stützisolatoren. Die Sterblichkeit an den Endmasten ist relativ gesehen hoch, die Relevanz der Aussage wird jedoch durch die kleine Stichprobe untergraben ($n = 11$). Lebensräume mit niedriger Vegetation (Grünland und niedrigwüchsige Kulturen) sind positiv mit höheren Stromschlagraten verbunden (Guil & Pérez-Garcia 2022). Da Pelagonien nahezu ohne Wald ist und die Büsche und Bäume nur in schmalen Streifen vorhanden sind, kann der Unterschied zwischen dem Einfluss hoher und niedriger Vegetation auf die Elektrokution nicht ermittelt werden.

4.4 Akkumulative Linie der Elektrokution (EAL)

Für die Bewertung der Stromschlagbelastung verschiedener Mastkonstruktionen durch Elektrokution und um das Risiko und die Schutzprioritäten in Gebieten und Ländern ohne Überwachung der Vogelpopulationen zu bewerten, empfehlen wir die Berechnung der Akkumulativen Linie der Elektrokution (EAL) anzuwenden. Auf Basis von Felddaten ist es so möglich, gefährliche Maststrukturen schnell zu identifizieren, letalen Stromschlag vorherzusagen und bei einer Wiederholung der Erhebung dessen Häufung zu erkennen.

Opfer von Stromschlägen häufen sich auf einem kleinen Anteil der Masten (Williams & Colson 1989). Auch Mañosa (2001) stellte anhand einer Stichprobe von 507 Masten in Katalonien fest, dass nur 2 % der Masten 50 % der Todesfälle verursachen und dass es mit einer einzigen Untersuchung möglich ist, 78 % der Killermasten zu identifizieren, die für 91 % aller Todesfälle durch Elektrokution verantwortlich sind (Mañosa 2001). Das Risiko eines Stromschlags an 3.869 Masten wurde in einer anderen katalanischen Studie anhand der Konstruktionen und der Anzahl der elektrokutierten Vögel bewertet. Dabei wurde festgestellt, dass 9,2 % der Masten mit hohem Stromschlagrisiko für 53,2 % der Sterblichkeit verantwortlich waren, während 54,5 % der Masten, die mit geringem Stromschlagrisiko eingestuft wurden, nur 3,5 % Todesfälle durch Elektrokution verursacht hat (Tinto et al. 2010).

Zwei Monate nach der hier vorgestellten Untersuchung wurden in Pelagonien am 5. Oktober 2023 erneut zwei Linien von Strommasten außerhalb der Siedlungen abgegangen: bei Topolchani (48 Masten) konnten dabei in Hutweiden 41 elektrokutierte Vögel von sieben Arten, und zwar elf Elstern, zehn Graumammern, sieben Turmfalken, sechs Stare, fünf Bussarde und eine Nebelkrähe dokumentiert werden. Bei Podvis (25 Masten) wurden im Mosaik von Äckern und Hutweiden zwei Bussarde elektrokutiert. Bei der ersten Inspektion wurden bei Topolchani 19 elektrokutierte Vögel von fünf Arten dokumentiert, und bei Podvis keine. Die Vorhersage der letalen Stromschläge (EAL) für den Monat August unter Berücksichtigung aller Konstruktionstypen der Strommasten ist für Grünland mit 17 Ind. / 100 Masten berechnet (Abb. 6). Dieser Wert verdoppelt sich im Oktober. Ein Vergleich der Strommasten der beiden

Linien, an denen im August (Sommer) und Oktober (Herbst) Kadaver der Vögel gefunden wurden, zeigt, dass sich die Opfer von Stromschlägen auch in Pelagonien an denselben Killermasten häufen: von insgesamt 73 inspizierten Masten elektrocutierten 21 (28,3 %) die Vögel, darunter elf (15,1 %) Masten die für 83,6 % der Gesamtsterblichkeit verantwortlich waren ($n = 61$). Die Sterberate von Vögeln an elektrischen Freileitungen ist im Herbst am größten (Škorpíková et al. 2019).

In Gebieten mit starken Vogelbeständen und einem aggregierten Muster von Stromschlägen ist das Vorhandensein toter Vögel ein guter Indikator für gefährliche Masten, in Gebieten mit kleinen Vogelpopulationen hingegen ist ein geringer Grad und eine geringe Häufung von Stromschlägen ein schlechter Indikator für gefährliche Masten (Williams & Colson 1989, Mañosa 2001). Da Pelagonien zweifellos zur ersten Gruppe gehört (vgl. Veleviski et al. 2010), muss zunächst die Strategie gewählt werden, die identifizierten Killermasten zu entschärfen und erst im zweiten Schritt die kostspielige Modifikation jedes gefährlichen Strommastes umgesetzt werden. Die akkumulative Linie der Elektroktion (EAL) ist ein geeignetes Hilfsmittel zur schnellen Identifizierung gefährlicher Strommasten und der Anhäufung von Stromschlägen.

4.5 Zustand und Alter von Kadavern

Mit Ausnahme von Hausgeflügel *Gallus gallus domesticus* wurden keine Anzeichen für eine Prädation der Kadaver durch Vögel gefunden. Bodenlebende Aasfresser zerrissen mindestens 20,6 % und höchstens 50,7 % der elektrocutierten Vogelleichen. Außerhalb der Siedlungen wurden drei direkt bei Masten angelegte, aktive Dachsbaue und ein Fuchsbau gefunden. Zwischen den Masten gab es regelrechte Dachwege und typisch gespurte Kreise um die Masten, sowohl im Grünland als auch auf Äckern. Seit Beginn der wissenschaftlichen Untersuchung von Stromschlag und Kollision von Vögeln wurden kontinuierlich und regelmäßig Spuren von Füchsen entlang der Freileitungen gefunden (Bevanger et al. 1994) und in Experimenten mit ausgelegten Vogelkadavern ein schnelles Verschwinden (turnover) durch Aasfresser dokumentiert (Hoerschelmann et al. 1988). Diese wurden bis zu einem Anteil von 71 % in 24 Stunden (Heijnis 1980), zu 62 % in 24 Stunden (Hoerschelmann 1997), zu 50 % in 48 Stunden (Schicker 1997) oder sogar zu 44 % in zwölf Stunden (Scott et al. 1972) entfernt. Auch neuere Studien zeigen eine schnelle Entsorgung durch Aasfresser. Die Wahrscheinlichkeit, dass Vogelkadaver innerhalb von drei bis fünf Tagen entfernt werden, liegt bei 50 % (Constantini et al. 2016). Die Dichte der Dachsbauten mit 1 Bau / 10 km und die Wege der Dachse zwischen den Masten sind ein indirekter Indikator für die Langzeitwirkung von Stromschlägen an Vögeln in Pelagonien. Nicht nur Vögel, sondern auch Aasfresser wie der Dachs nutzen in Pelagonien regelmäßige Freileitungen als Requisiten

(Fortpflanzung, Orientierung) und als ein lineares Landschaftselement (Nahrung). Im Rahmen dieser Studie wurden die gespurten Wege der Bodenprädatoren nicht aufgezeichnet. Ebenso wurden nicht alle Einzelfedern unter den Masten dokumentiert, da in diesen Fällen von Mauser ausgegangen wurde. Auch diese Federn können jedoch wichtige Hinweise zu Stromschlagopfern geben und ein mögliches Zeichen für Prädation sein (Rupfung der Kadaver durch aasfressende Vögel). Bei der vorliegenden Studie wurden Hühner beobachtet, die an Federn pickten, um an die organischen Teile im Follikel oder Umbilicus der Feder zu gelangen (Abb. 2).

Entgegen den Erwartungen wirkt sich eine lineare Struktur aus Freileitungen und Straßen nicht positiv auf die Persistenz von Kadavern aus oder verlängert sie sogar. So kommen Bernardino et al. (2020) zu dem Schluss, dass die Auswirkung einer linearen Struktur auf die Entfernungsmuster bei Aasfressern unter Wirbeltieren regional spezifisch ist: im Experiment entfernten Wild- und Hauskarnivoren 42 % bis 55 %, Greifvögel 2 % bis 8 % und Krähen 12 % bis 22 % der Kadaver, während für 14 % bis 44 % der Kadaver der Prädatör unbekannt war (Bernardino et al. 2020). Die Verfasser gehen davon aus, dass in Pelagonien die Aasfresser einen bedeutenden Teil der elektrocutierten Vögel entsorgen, insbesondere die omnipräsenten Hirten- und streunenden Hunde *Canis lupus familiaris* sowie der Fuchs. In den Siedlungen ist der menschliche Einfluss nicht zu unterschätzen – in Slavej und Zhabeni wurden kurz vor dem Eintreffen zwei elektrocutierte Jungstörche durch Anwohner entfernt. Die Entsorgung von Kadavern durch Aasfresser und die Präzision bei der Erhebung bestimmen die Bewertung des letalen Stromschlags auf Freileitungen (Ponce et al. 2010). Die Gesamtzahl der von Aasfressern entfernten Kadaver stieg logarithmisch an, wobei 32 % innerhalb von zwei Tagen nach der ersten Platzierung entfernt wurden, weitere 20 % am siebten Tag und 71,5 % bis zum 28. Tag (Ponce et al. 2010). Im Durchschnitt entdeckt der Beobachter 53 % (25,0–70,4 %) der Kadaver (Ponce et al. 2010). Daher unterschätzt eine Suche der Vogelkadaver und ihrer Überreste die Zahl der Vögel, die durch Stromschläge getötet wurden. Da in Pelagonien das Grünland durch Aufgabe der Beweidung und der Mahd verfilzt und sogar verbuscht, beeinflusst dies auch die Resultate dieser Studie. Fleischige Teile der Kadaver werden von Insekten genutzt, während lose Federn oder gar abgerissene Flügel vom Wind und Regen weggeweht beziehungsweise weggeschwemmt werden. Weidetiere halten sich gerne um die Masten auf (Scheuern, andere Vegetation als im Umfeld) und zertreten die Kadaver, während Hirten an den Masten Rast einlegen (Christian Fackelmann, schriftlich).

Ohne die Bestimmung des postmortalen Intervalls von elektrocutierten Vögeln ist es nicht möglich, die Sterblichkeit(srate) zu bestimmen und die Populations-

verluste abzuschätzen. Standardmethoden empfehlen alle Vogelkadaver unter Freileitungen zu sammeln, damit neue Opfer einem bekannten Zeitintervall zugeordnet werden können (Moraleta et al. 2022). Dies ist aus verschiedenen Gründen nicht immer umsetzbar. Valverde et al. (2020) entwickelten ein Bewertungsprotokoll für die Feldarbeit, um den Grad der Kadaverzersetzung einzustufen und die Todeszeit für kleine Arten der Greifvögel abzuschätzen. In der vorliegenden Studie wurde dieses Protokoll für Vögel aller Größen verwendet – vom Storch bis zu den Ammern. Für diese Entscheidung spricht auch die experimentell untersuchte Zersetzung von elektrokrutierten Vögeln unterschiedlicher Größe, wonach ihre Dekomposition im Sommer nicht von ihrer Größe abhängt (Moraleta et al. 2022). Darüber hinaus wird empfohlen, die Kadaver detailliert zu fotografieren, einschließlich aller Körperöffnungen, in denen sich die Leichenfauna befinden könnte (Valverde et al. 2020). Im Rahmen dieser Studie wurden Aufnahmen von 78,1 % der Kadaver und ihrer Überreste angefertigt.

Wir fanden die energetische Wirkung von elektrischem Strom bei 17,8 % der Kadaver ($n = 13$). Bei einer genauen Untersuchung großer Vögel unter klinischen Bedingungen stellte Haas (1993) einen ähnlichen Anteil von 17 % an der definitiven Elektrokrution fest ($n = 42$).

4.6 Rötelfalke und Schwarzstirnwürger

Das Stromnetz aus Freileitungen spielt eine wichtige Rolle im Leben der Vögel. Einige Arten brüten auf Masten, was ihre Zahl erhöht (Infante & Peris 2003), andere nutzen Freileitungen zum Singen und Jagen und Masten wirken sich in einer intensiven Agrarlandschaft positiv auf Abundanz und Diversität der Vögel aus (Tryjanowski et al. 2014), drittens erweitern Vögel ihr Brutareal über Masten (Cunningham et al. 2016). Das Stromnetz wirkt sich also auch positiv auf Vögel aus (vgl. Guil & Pérez-García 2022) und die Vögel profitieren davon (D'Amico et al. 2018).

Die demografischen Auswirkungen des Kompromisses zwischen Kosten (Kollision und Elektrokrution) und Nutzen (Jagd, Rast, Sammeln) elektrischer Freileitungen auf die Fortpflanzungsleistung von Vögeln auf Populationsebene wurden nicht zufriedenstellend untersucht (D'Amico et al. 2018). Lineardichten von 5,0 Ind. / 1 km für den Rötelfalken und 4,3 Ind. / 1 km für den Schwarzstirnwürger in Pelagonien weisen auf die wichtige soziale Rolle und Bedeutung von elektrischen Freileitungen für die Ernährung beider Arten nach der Brut hin. Vögel nutzen sie als Landschaftselemente und Requisiten für ganz bestimmte Funktionen (vgl. Flade 1994). Ihre tatsächliche und regelmäßige Nutzung in Pelagonien wird auch durch Vogelkot auf 34,3 % der untersuchten Masten und Gewölle unter weiteren 3 % der Masten belegt. Es ist paradox, dass Hunderte von Individuen – der Großteil der Population beider Arten – nachdem die Jungen flügge werden, die Siedlungen

mit größtenteils sicherer niedriger elektrischer Spannung verlassen und sich bis zur Dispersion und zum Abzug auf die Trassen von Mittelspannungs-Freileitungen außerhalb von Siedlungen verlegen, wo sie elektrokrutiert werden könnten. Der Rötelfalke, dessen Bestand in Pelagonien von minimal 762 (2002) und 327 (2012) auf nur noch 237 (2022) Paare zurückging, mit einem negativen Bestandstrend von -68,9 % über einen Zeitraum von 20 Jahren (Stumberger & Schneider-Jacoby 2006, Veleviski et al. 2010, eigene Daten), ist nicht nur aufgrund seiner morphologischen Eigenschaften und der Jagd von einer Ansitzwarte aus dem Stromschlag ausgesetzt, sondern auch aufgrund seines kryptischen Verhaltens, da er oft Rast, Schutz und Schatten in unmittelbarer Nähe oder in Kontakt eines Isolators oder Mastkörpers sucht (Abb. 7, Anhang 3).

In unserer Erhebung ist der Rötelfalke mit 9,6 % aller Elektrokrutionen die am stärksten betroffene Greifvogelart. Widersprüchlich: Guil et al. (2015) fanden die geringste Sterblichkeitsrate beringter Vögel im Verhältnis zur Gesamtzahl beringter Vögel bei Rötelfalken: von den 42.887 beringten Vögeln in den Jahren 1990 bis 2010 erlitten in Spanien nur zwei einen Stromschlag (vgl. Guil et al. 2011). In Portugal wurden in einem Monat 16 elektrokrutierte Individuen gefunden (Iñigo & Barov 2010). Für Albanien ist ein elektrokrutierter Rötelfalke belegt (Bashmili et al. 2020) und in Bulgarien wurde angeblich einer durch Stromschlag verletzt (Daskalova et al. 2016). Für weitere Mittelmeerländer liegen wahrscheinlich keine veröffentlichten Daten über elektrokrutierte Rötelfalken vor. Basierend auf einer Übersicht der Referenzen zur Elektrokrution und Kollision für Kasachstan und Russland (Dwyer et al. 2023) liegen mehr Daten zu Stromschlagopfern für die östlichen Populationen vor. Aus Zentralkasachstan wurde jeweils von drei elektrokrutierten Rötelfalken von Voronova et al. (2012) und Karyakin (2008) berichtet. Außerdem wurden in Zentralkasachstan 61 nicht bis zur Art bestimmte Turm-/ Rötelfalken gefunden (Lasch et al. 2010). In den südlichen Teilen der Russischen Föderation wurden vier Individuen im östlichen Bezirk Orenburg durch Stromschläge getötet (Barbazyuk 2021) sowie drei Individuen (Gadzhiev & Melnikov 2012) und 91 Individuen in zwei Gebieten in Dagestan (Gadzhiev 2013). In der Autonomen Republik Nachitschewan in Aserbaidschan erlitten drei Rötelfalken einen Stromschlag (Kollision?) (Mammadov & Matsyura 2020). Elektrokrution wurde erst sehr spät als Bedrohung für den Rötelfalken erkannt und soll laut Aktionsplan aufgrund der Sterblichkeit erwachsener Individuen eine untergeordnete Auswirkung auf die Population haben (Iñigo & Barov 2010). Obwohl Stromschläge auch in den afrikanischen Überwinterungsgebieten des Rötelfalken festgestellt wurden (Smallie 2011), wurden sie nicht speziell untersucht und diskutiert. Modelle der relativen Auswirkung anthropogen verursachter Sterblichkeit des Rötelfalken durch Windkraftanlagen zeigen

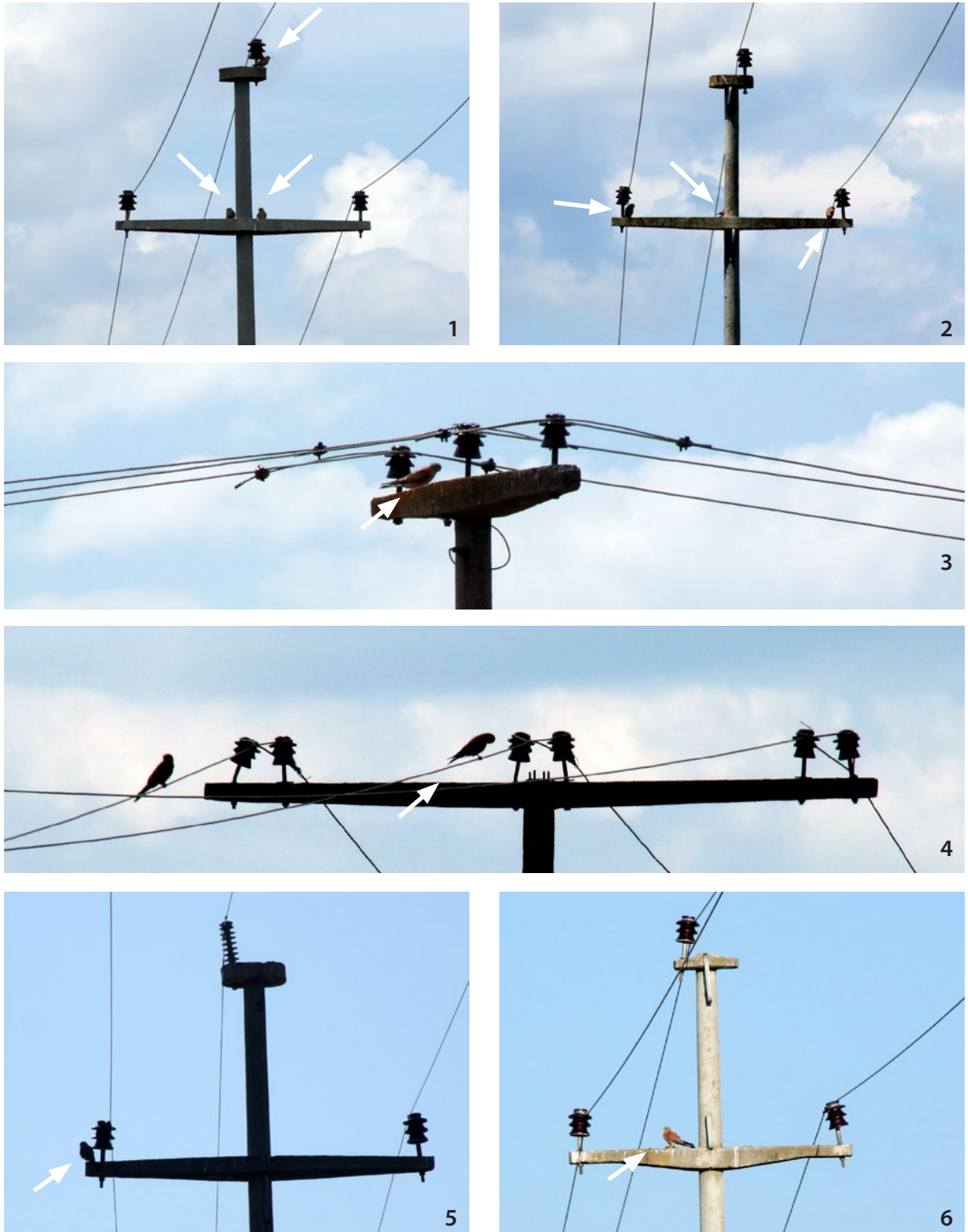


Abb. 7: Rötelfalken *Falco naumanni* sind dem Stromschlag nicht nur wegen der Ansitzjagd ausgesetzt, sondern vor allem wegen des kryptischen Verhaltens, auf Freileitungen direkt neben den Isolatoren oder Mastenkörpern zu ruhen oder Schutz und Schatten zu suchen. – Lesser Kestrel *Falco naumanni* is exposed to electrocution not only because of its perching, but primarily because of its cryptic behavior, resting on overhead power lines directly next to insulators or poles or seeking shelter and shade.

Fotos: Borut Stumberger

einen Rückgang von 48 % über einen Zeitraum von 30 Jahren (Chambert et al. 2023), und selbst die wachsende französische Population der Art würde ohne Immigration demografisch zurückgehen (Duriez et al. 2023). Obwohl die Zahl oder die jährliche Rate der durch Stromschläge verursachten Todesfälle in Pelagonien nicht bekannt ist, müssen wir Stromschläge als eine der Hauptursachen für den Populationsrückgang des Rötelfalken annehmen. Nach dem groß angelegten Umbau von Freileitungen von sicheren Holz- auf gefährliche Beton- und Metallgittermasten in Pelagonien seit dem Jahr 2002 (vgl. Stumberger & Veleviski 2002) folgte im Monat Mai ein Rückgang der größten Schlafplätze von 1.026 (2002) auf insgesamt 174 (2022) Individuen, was einem Minus von 83,0 % entspricht (Stumberger & Veleviski, eigene Daten). Verluste von Vögeln durch elektrische Freileitungen in der Kulturlandschaft können in Einzelfällen erheblich sein und nicht ohne Einfluss, insbesondere auf kleine Populationen, bleiben – sicherlich insbesondere im Zusammenhang mit anderen anthropogenen Faktoren (Bezzel 1982).

Der Schwarzstirnwürger ist ein unbeschriebenes Blatt zum Thema Stromschlag. Bei unserer Erhebung wurde ein Vogel elektrokutiert, und zwei Jungvögel wurden als indirekte Opfer des Verkehrs unter Mittelspannungsfreileitungen in der Nähe der Dörfer Alinci und Presil gefunden. In den Ländern Mittel- und Osteuropas gilt der Schwarzstirnwürger als eine durch Stromschläge bedrohte Art (Haas & Nipkow 2002).

5 Zusammenfassung

Nordmazedonien ist eines der wenigen Länder in Europa, in denen die Elektrokution von Vögeln bislang noch nicht untersucht wurde. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse einer ersten Felduntersuchung in der 1.104 km² großen tektonischen Senke Pelagoniens an Mittelspannungsfreileitungen (10–35 kV) im Hochsommer dargestellt, wobei die Anzahl und Artzugehörigkeit der durch Stromschläge getöteten Vögel, die Zusammenhänge zwischen der Anzahl der getöteten Vögel und den verschiedenen Konstruktionen der Strommasten sowie die Landnutzung im Hochsommer thematisiert werden. Anhand der Zersetzung der elektrokutierten Vögel wurde das postmortale Intervall bestimmt. Das Stromschlagpotenzial der untersuchten Masten wurde anhand von Fotodokumentationen ermittelt.

Untersucht wurden 502 Strommasten, davon 407 aus Beton, 69 aus Holz und 26 aus Metall. Je nach Ausrichtung des Isolators hatten 393 Masten zumindest einen Stützisolator. Bezüglich der Konstruktion wurden 78,1 % Trag-, 7,6 % Abspann-, 6,6 % Transformator-, 5,6 % Schalter- und 2,2 % Endmasten ermittelt. Von den untersuchten Masten standen 41 im Siedlungsbereich. Die restlichen 417 Masten lagen im Offenland außerhalb von Siedlungen und verteilten sich auf 18 Linien mit einer Länge von insgesamt 32,4 Kilometern.

Die Kontrollen ergaben 73 durch Stromschlag getötete Vögel von 13 Arten unter 51 Masten. Stare, Elstern und Weißstörche waren mit einem Anteil von 65,7 % die häufigsten

Opfer. Der Anteil der Greifvögel, darunter Rötelfalke, Turmfalke und Adlerbussard, belief sich auf 13,7 Prozent. Betrachtet man den absoluten Einfluss der Konstruktion einzelner Masten auf die Gesamtzahl der tödlichen Stromschläge, kamen 64,4 % der Vögel an Tragmasten mit Stützisolatoren ums Leben und weitere 17,8 % an Transformatormasten mit Stützisolatoren. Bei relativem Einfluss einzelner Konstruktionen auf die Gesamtsterblichkeit stechen 33 Transformatoren hervor, von denen 39,4 % die Vögel elektrokutiert haben, gefolgt von elf Endmasten, von denen 27,3 % zu letalen Stromschlägen führten. Um gefährliche Konstruktionen zu identifizieren und die Sterblichkeit vorherzusagen wurde die akkumulative Linie der Elektrokution (EAL) berechnet: die gefährlichsten Konstruktionen in Pelagonien sind die End- und Transformatormasten, die durchschnittlich 11,2 Opfer pro 30 Masten verursachen. Tragmasten mit hängenden Isolatorn weisen mit 1,6 Opfern pro 30 Masten die geringste Stromschlagbelastung auf.

Von den 73 Vogelkadavern waren 49,3 % intakt, 20,6 % von Bodenprädatoren zerrissen und von 30,1 % nur noch wenige Reste vorhanden, die keine konkreten Rückschlüsse auf die Nutzer zuließen. Die energetische Wirkung von elektrischem Strom war bei 13 (17,8 %) der Kadaver noch erkennbar. Im postmortalen Intervall von 15 Tagen, bis die Kadaver größtenteils oder vollständig skelettiert waren, wurden 49 (67,1 %) der elektrokutierten Vögel eingeordnet. Im Hochsommer kann in einem Monat mit 98 bis 156 elektrokutierten Vögeln an den untersuchten Masten gerechnet werden (< 3 % aller Mittelspannungsmasten im Gebiet wurden kontrolliert). In Pelagonien beträgt die Gesamtrate der tödlichen Stromschläge 14,5 Individuen pro 100 Masten und unterscheidet sich zwischen Siedlung (39,6 Ind. / 100 Masten) und außerhalb der Siedlung (11,3 Ind. / 100 Masten). Wird das Stromschlagpotenzial von Erd- und Kurzschlüssen für die im Rahmen dieser Studie kontrollierten Masten kombiniert, ergeben sich je nach Konstruktion durchschnittlich 3,5 verschiedene Stromschlagmöglichkeiten pro Mast. Das Verhältnis zwischen der ermittelten Sterblichkeit und dem Stromschlagpotenzial der Masten beträgt 1 : 24.

Lineardichten von 5,0 Ind. / 1 km für den Rötelfalken (n = 161) und 4,3 Ind. / 1 km für den Schwarzstirnwürger (n = 139) in Pelagonien weisen auf die wichtige Rolle der elektrischen Freileitungen für den Beuteerwerb und soziales Verhalten beider Arten nach der Brut hin. Ihre tatsächliche und regelmäßige Nutzung in Pelagonien wird auch durch Vogelkot an 34,3 % aller untersuchten Masten und Gewöllen an weiteren 3 % der Masten belegt. In unserer Untersuchung ist der Rötelfalke mit 9,6 % aller Elektrokutionen die am stärksten betroffene Art aus der Gruppe der Greifvögel und Falken. Ein Anteil von lediglich 2 % an untersuchten Mittelspannungsmasten mit Nestern der vier Vogelarten (Weißstorch, Weidensperling, Baumfalke und Nebelkrähe), von denen aber nur eine Art erfolgreich brütet, weist auf die negativen Auswirkungen von Stromschlägen auch auf die Fortpflanzung hin.

Dank

Die Vorbereitung und der Feldbesuch wurde von der Stiftung Temperatio (CH) unterstützt (erster Autor). Die Studie wurde teilweise von der öffentlichen Agentur für Forschung der Republik Slowenien mit

der No. P1-0403 unterstützt (zweiter Autor). Die Information über die tödlichen Massenstromschläge bei Störchen, die den Anlass für die vorliegende Untersuchung bildeten, waren das Ergebnis einer Studie zur Storchenkolonialität im Jahr 2022, die von der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft unterstützt wurde. Christian Fackelmann, Stephan Ernst, Dr. Martin Flade,

Dr. Dieter Haas, Hartmut Heckenroth, Merlin Jacoby (D), Dr. Tone Novak (SI), Dr. Metodija Veleviski, Slave Nakev, Danka Uznova (NMK) halfen mit Beratung, Korrekturlesen und Informationen. Im Dorf Lazhani gewährten uns die Einheimischen Samedin Dervishoski und Alatin Dzaferoski Zugang zu einem umzäunten Transformatormast.

Unter www.do-g.de/publikationen/vogelwarte/inhalte-online können weitere Materialien zum Beitrag heruntergeladen werden.

6 Literatur

- Barbazyuk E 2021: Effects of the Russian-Kazakh frontier zone: increased mortality of red-listed diurnal birds of prey on overhead power lines in the Orenburg Region frontier steppe. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 817: 012011. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/817/1/012011>
- Bashmili K, Keka E & Duro K 2020: Study on the mortality rate of birds caused by electrocution and collision with power lines in Drino valley, Albania, 2020. Technical report under action A3 of the “Egyptian Vulture New LIFE” (LIFE16 NAT/BG/000874) project. Albanian Ornithological Society. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35211.82725>
- Bäzler R, Schimkat J & Ulbricht J 2000: Artenschutzprogramm Weißstorch in Sachsen. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden.
- Bern Convention 2004: Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, recommendation No. 110 (2004) on minimising adverse effects of above-ground electricity transmission facilities (power lines) on birds. Adopted by the Standing Committee on 3 December 2004. <https://rm.coe.int/16807467c3> (Zugriff am 12.10.2023)
- Bernardino J, Bispo R, Martins RC, Santos S & Moreira F 2020: Response of vertebrate scavengers to power line and road rights-of-way and its implications for bird fatality estimates. Scientific Reports 10: 15014. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72059-7>
- Bevanger K 1994: Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. Ibis 136: 412–425.
- Bevanger K 1999: Estimating bird mortality caused by collision and electrocution with power lines; a review of methodology. In: Ferrer M & Janss GFE (eds) Birds and power lines. Collision, electrocution and breeding: 29–56. Quercus, Madrid.
- Bevanger K, Bakke O & Engen S 1994: Corpse removal experiments with Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in power-line corridors. Ökologie der Vögel 16: 597–607.
- Bezzel E 1982: Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart.
- Burdett EM, Muriel R, Morandini V, Kolnegari M & Ferrer M 2022: Power lines and birds: drivers of conflict-prone use of pylons by nesting White Storks (*Ciconia ciconia*). Diversity 14: 984. <https://doi.org/10.3390/d14110984>
- Chambert T, Duriez O, Deleaux M & Besnard A 2023: EolPop, a R-shiny tool for quantifying the demographic impact of species exposed to fatalities: application to bird collisions with wind turbines. Journal of Environmental Management 345: 118923. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118923>
- Constantini D, Gustin M, Ferrarini A & Dell’Omo G 2016: Estimates of avian collision with power lines and carcass disappearance across differing environments. Animal Conservation 20: 173–181. <https://doi.org/10.1111/acv.12303>
- Cunningham SJ, Madden CF, Barnard P & Amar A 2016: Electric crows: powerlines, climate change and the emergence of a native invader. Diversity and Distributions 22: 17–29. <https://doi.org/10.1111/ddi.12381>
- D’Amico M, Catry I, Martins RC, Ascensão F, Barrientos R & Moreira F 2018: Bird on the wire: landscape planning considering costs and benefits for bird populations coexisting with power lines. Ambio 47: 650–656. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1025-z>
- Daskalova G, Shurulinkov P, Stoyanov GP & Borisov B 2016: Observations of the Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) in Bulgaria during the period of post-breeding dispersal. Slovak Raptor Journal 10: 95–100. <https://doi.org/10.1515/srj-2016-0001>
- Dawson BM 2021: Forensic and ecological perspectives on insect succession on vertebrate remains. PhD Thesis, University of Wollongong. <https://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=2440&context=theses1> (Zugriff 11.9.2024)
- Demerdzhiev DA 2014: Factors influencing bird mortality caused by power lines within special protected areas and undertaken conservation efforts. Acta zoologica Bulgarica 66: 411–423.
- Demerdzhiev DA, Stoychev SA, Petrov TH, Angelov ID & Nedyalkov NP 2009: Impact of power lines on bird mortality in Southern Bulgaria. Acta zoologica Bulgarica 61: 175–183.
- Duriez O, Pilard P, Saulnier N, Boudarel P & Besnard A 2023: Windfarm collisions in medium-sized raptors: even increasing populations can suffer strong demographic impacts. Animal Conservation 26: 264–275. <https://doi.org/10.1111/acv.12818>
- Dwyer JF, Harness RE, Gallentine T & Stewart AH 2019: Documenting and preventing wildlife caused fires in power line rights of way. Environmental Concerns in Rights-of-Way Management. 12th International Symposium. Utility Arborist Association 12: 23–31.
- Dwyer JF, Karyakin IV, Garrido López JR & Nikolenko EG 2023: Avian electrocution on power lines in Kazakhstan and Russia. Ardeola 70: 3–27.
- Ferrer M, de la Riva M & Castroviejo J 1991: Electrocution of raptors on power lines in southwestern Spain. Journal of Field Ornithology 62: 181–190.

- Ferrer M & Janss GFE 1999: Birds and power lines: collision, electrocution and breeding. Quercus, Madrid.
- Flade M 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Esching.
- Gadzhiev AM 2013: Death of birds of prey on power lines in Daghestan. Raptor Conservation 72: 235–239.
- Gadzhiev AM & Melnikov VN 2012: On bird mortality on power lines of different design in the Republic of Dagestan in 2008–2011, Russia. Raptor Conservation 24: 61–64.
- Guil F, Colomer MA, Moreno-Opoc R & Margalida A 2015: Space-time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. Global Ecology and Conservation 3: 379–388. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.01.005>
- Guil F, Fernández-Olalla M, Moreno-Opo R, Mosqueda I, Gómez ME, Aranda A, Arredondo A, Guzmán J, Oria J, González LM & Margalida A 2011: Minimising mortality in endangered raptors due to power lines: the importance of spatial aggregation to optimize the application of mitigation measures. Plos One 6: e28212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028212>
- Guil F & Pérez-García 2022: Bird electrocution on power lines: spatial gaps and identification of driving factors at global scales. Journal of Environmental Management. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113890>
- Haas D 1980: Gefährdung unserer Großvögel durch Stromschlag – eine Dokumentation. Ökologie der Vögel – Ecology of Birds 2: 7–57.
- Haas D & Böhmer W 2016: Vogelschutz und Stromtod. Vogelschutz in Österreich 41: 12–14.
- Haas D & Fiedler G 1997: Für Vögel gefährliche Freileitungen – eine Recherche in 21 Ländern. Informationen der Stiftung Europäisches Naturerbe (Euronatur) zur Umweltpolitik in Europa. Euronatur, Radolfzell.
- Haas D & Nipkow M 2002: Caution: electrocution! Suggested practices for bird protection on power lines. NABU, Bonn.
- Haas D, Nipkow M, Fiedler G, Schneider G, Haas W & Schürenberg B 2005: Protecting birds on power lines. Nature and Environment Series 140: 1–90. Council of Europe. http://birdsandpowerlines.org/cm/media/Protecting_birds_on_powerlines.pdf (Zugriff am 24.12.2023)
- Haas DG, Schneider R, Fiedler G, Böhmer W, Wieding O, Schröder W, Mammen U, Haas W, Harness RE, Schneider R & Nahm N 2020: Weltweite Stromschlagverluste bei Vögeln – Ursachen und Vorschläge für globale Lösungen. Ornithologische Mitteilungen 72: 179–214.
- Haas D & Schürenberg B 2008: Stromtod von Vögeln. Ökologie der Vögel – Ecology of Birds 26: 1–304.
- Harness RE, Juvvadi PR & Dwyer RJ 2013: Avian electrocutions in western Rajasthan, India. The Journal of Raptor Research 47: 352–364.
- Heckenroth H & Heins J-U 2010: Weißstorch (*Ciconia ciconia*) Brutbestand im östlichen Makedonien im Jahr 2010. The Stork Foundation, Berlin.
- Hejinis R 1980: Vogelotod durch Drahtanflüge bei Hochspannungsleitungen. Ökologie der Vögel 2: 111–129.
- Hoerschelmann H, Haack A & Wohlgemuth F 1988: Verluste und Verhalten von Vögeln an einer 380 kV Freileitung. Ökologie der Vögel 10: 85–103.
- Hoerschelmann M 1997b: Wie viele Vögel fliegen gegen Freileitungen? UVP-report 3/97: 166–168.
- Infante O & Peris S 2003: Bird nesting in electric power supports in northwestern Spain. Ecological Engineering 20: 321–326. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00013-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00013-2)
- Iñigo A & Barov B 2010: Action plan for the Lesser Kestrel *Falco naumanni* in the European Union. SEO & BirdLife International for the European Commission.
- Janss GFE 2000: Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. Biological conservation 95: 353–359.
- Janžekovič F & Šorgo A 1995: Hooded Crow (*Corvus corone cornix*) and Common Kestrel (*Falco tinnunculus*) breeding on high tension transmission poles (in slovenian). Electrotechnical Review 62: 88–90.
- Karyakin IV 2008: Lines-killers continue to harvest the mortal crop in Kazakhstan. Raptor Conservation 11: 14–21.
- Krebs CJ 2014: Ecological methodology. Harper Collins Publisher Inc., New York.
- Lasch U, Zerbe S & Lenk M 2010: Electrocution of raptors at power lines in Central Kazakhstan. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 9: 95–100.
- Legendre P & Legendre L 2012: Numerical ecology. Elsevier. Amsterdam.
- Lehman, RN, Kennedy PL & Savidge JA 2007: The state of the art in raptor electrocution research: a global review. Biological Conservation 136: 159–174.
- Lösekrug RG 1997: Vogelverluste durch Stromleitungen – Erfahrungen aus Mitteleuropa und dem Mittelmeerraum. Vogel und Umwelt 9: 157–166.
- Loss SR, Will T & Marra PP 2014: Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. Plos One 9: e101565. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101565>
- Mammadov AF & Matsyura A 2020: Bird collision with power lines in Nakhchivan autonomous republic. Ukrainian Journal for Ecology 10: 180–185.
- Mañosa S 2001: Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. Biodiversity and Conservation 10: 1997–2012.
- Moraleda V, Gómez-Catasús J, Schuster C & Carrascal LM 2022: Decomposition stages as a clue for estimating the post-mortem interval in carcasses and providing accurate bird collision rates. Scientific Report 12: 16188. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20628-3>
- Moreira F, Encarnação V, Rosa G, Gilbert N, Infante S, Costa J, D'Amico M, Martins RC & Catry I 2017: Wired: impacts of increasing power line use by a growing bird population. Environmental Research Letters 12: 1–7. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5c74>
- Moreira F, Martins RC, Catry I & D'Amico M 2018: Drivers of power line use by white storks: a case study of birds nesting on anthropogenic structures. Journal of Applied Ecology 55: 2263–2273. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13149>
- My Location – Tracks GPS 2023: Maps: https://play.google.com/store/apps/details?id=com.location.test&pcampaignid=web_share
- Pemsel-Tritschler C & Haas D 2008: Zur Diagnostik der Strommarken. Ökologie der Vögel – Ecology of Birds 26: 183–188.
- Ponce C, Alonso JC, Argandoña G, García Fernández A & Carrasco M 2010: Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. Animal Conservation 13: 603–612. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x>

- RPS & NABU 2021: Electrocution & collision of birds in EU countries: the negative impact & best practice for mitigation. An overview of previous efforts and up-to-date knowledge of electrocutions and collision of birds across 27 EU member states. Raptor Protection of Slovakia, Bratislava. <https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/10/Electrocutions-Collisions-Birds-Best-Mitigation-Practices-NABU.pdf> (Zugriff am 15.1.2024)
- Rucner-Kroneisl R 1962: Bird-banding in 1959. *Larus* 14: 7–24.
- Schicker J 1997: Experimentelle Untersuchung zur Verweildauer von Vogelkadavern unter Hochspannungsfreileitungen. *Vogel und Umwelt* 9: 147–155.
- Schneider-Jacoby M 2008: Erhöhtes Risiko durch Wiederaufbau und Neubau – das Stromtodproblem im östlichen Mitteleuropa und Südosteuropa. In: Haas D & Schürenberg B (Hrsg) *Stromtod von Vögeln. Ökologie der Vögel – Ecology of Birds* 26: 224–236.
- Scott RE, Roberts LJ & Cadbury CJ 1972: Bird deaths from power lines at Dungeness. *British Birds* 65: 273–285.
- Shnayder EP 2021: Electrocution of birds on power lines in the Altai Kray (Russia) in 2021. *Raptor Conservation* 43: 42–68.
- Škorpíková V, Hlaváč V & Křápek M 2019: Bird mortality on medium-voltage power lines in the Czech Republic. *Raptor Journal* 13: 27–44. <https://doi.org/10.2478/srj-2019-0007>
- Smallie JJ 2011: A power line risk assessment for selected South African birds of conservation concern. Thesis, University of the Witwatersrand, Johannesburg.
- Stumberger B & Schneider-Jacoby M 2006: Pelagonien (Mazedonien) einst und heute II. *Ornis* 3: 12–14.
- Stumberger B & Veleviski M 2002: White Stork *Ciconia ciconia* survey in Pelagonia indicates a decrease in its breeding population and colony disintegration. *Acrocephalus* 23: 67–74.
- Tinto A, Real J & Manosa S 2010: Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean areas. *The Journal of Wildlife Management* 74: 1852–1862. <https://doi.org/10.2193/2009-521>
- Tryjanowski P, Sparks TH, Jerzak L, Rosin ZM & Skórka P 2014: A paradox for conservation: electricity pylons may benefit avian diversity in intensive farmland. *Conservation Letters* 7: 34–40. <https://doi.org/10.1111/conl.12022>
- Valverde I, Espín S, María-Mojica P & García-Fernández AJ 2020: Protocol to classify the stages of carcass decomposition and estimate the time of death in small-size raptors. *European Journal of Wildlife Research* 66: 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01429-3>
- VDEW 1991: Vogelschutz an Starkstrom-Freileitungen mit Nennspannungen über 1 kV. Erläuterungen zur Abschnitt 8.10. »Vogelschutz« der Bestimmung DIN VDE 0210/12.85. Verlags und Wirtschaftsbes. d. Elektrizitätswerke, Frankfurt.
- Veleviski M, Hallmann B, Grubač B, Lisičanec T, Stojnov E, Lisičanec E, Avukatov V, Božič L & Stumberger B 2010: Important bird areas in Macedonia: sites of global and European importance. *Acrocephalus* 31: 181–282.
- Voronova VV, Pulikova GI, Kim KK, Andreeva EV, Bekker VR & Aitbaev T 2012: The Impact of power lines on bird mortality in Central Kazakhstan. *Raptor Conservation* 24: 52–60.
- Williams RD & Colson EW 1989: Raptor association with linear rights-of-way. *National Wildlife Federation Scientific and Technical Series* 12: 173–192.
- UNEP/CMS 2002: Convention on the conservation of migratory species of wild animals (UNEP/SMS), resolution 7.12, electrocution of migratory birds. Adopted by the Conference of the Parties at its Seventh Meeting (Bonn, 18–24 September 2002). https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_cop13_doc.26.4.2.2_powerlines-and-migratory-birds_e.pdf

Zunehmende Bestände der Zaunammer *Emberiza cirulus* bei Grünstadt / Pfalz – hohe Revierdichte vor allem in Steillagen

Hans-Valentin Bastian, Axel Frey & Anita Bastian

Bastian H-V, Frey A & Bastian A: Increasing population of the Cirl Bunting *Emberiza cirulus* at Grünstadt / Palatinate - high territory density especially on steep slopes. Vogelwarte 63: 101–114.

Over the past few decades, the Cirl Bunting (*Emberiza cirulus*), a species originally found mainly in the western Mediterranean region, has spread its breeding range rapidly. From the end of the 1990s, the Haardtrand in Rhineland-Palatinate has been considered the most important German breeding area. Presumably starting from this region, a further spread within Rhineland-Palatinate and beyond began around 2010.

Between 2022 and 2024, breeding populations were mapped in two sample areas near Grünstadt (Palatinate) to investigate population trends, territory distribution and topographical and habitat-structural factors influencing territory density. The mapping was carried out in favorable weather conditions, mainly in April and May. By playing back species-specific songs, 87% of the territories could be identified already during the first survey. On the 676-hectare site “Grünstadt NW”, a population of 60.5 territories was found in 2024, which corresponds to an average population density of 0.89 territories per 10 hectares. On a 133-hectare sub-area, the number of territories has increased by 52% since 2020 - an average growth of two territories per year. On the 41.3-hectare area “Neuleiningen N”, the population remained constant between 2022 and 2024 at 7 to 8 territories, corresponding to a density of 1.70 to 1.94 territories per 10 hectares.

The territory density showed a significant correlation with the inclination of the area. The density of territories was particularly high on steep slopes (>20%), reaching a maximum of up to 5.7 territories per 10 hectares. In contrast, no significant differences in territory density were found between flat and moderately steep slopes. There was also a significant correlation between hedge density and slope inclination, which can be explained by the historical abandonment of steep-slope viticulture and the subsequent scrub encroachment. However, no correlation was found between territory density and hedge density.

The Cirl Bunting prefers steep slopes, preferably facing south-east to south and loosely covered with hedges, which are characterized by a dry and warm microclimate - conditions that have a positive impact on the phenology and abundance of arthropods. The climatic changes of recent years, in particular mild winters and hot summers are probably drivers of the positive population trend of the Cirl Bunting. However, further research is needed on life cycle, space use and population ecology of the species in order to better understand the multifactorial relationships in the colonization of new sites and the expansion dynamics.

✉ H-VB & AB; Geschwister-Scholl-Str, 15; 67304 Kerzenheim, E-Mail: bastian-kerzenheim@t-online.de,
Orchid-ID: 0000-0002-8091-2047
AF: Friedrich-Diffine-Str. 24, 67281 Kirchheim an der Weinstraße, E-Mail: AxelF1@posteo.de

1 Einleitung

In den letzten 30 bis 40 Jahren haben einige Vogelarten, die ursprünglich vorwiegend im Mittelmeerraum vorkamen, ihr Brutgebiet als Folge des Klimawandels erheblich nach Norden ausgeweitet und dabei auch Deutschland erreicht. Beispiele dafür sind Bienenfresser (*Merops apiaster*: Bastian & Bastian 2024; Stiels et al. 2021; Taheri et al. 2024), Orpheusspötter (*Hippolais polyglotta*: Engler et al. 2013), Seidensänger (*Cettia cetti*: Henkes & Kohler 2022; Wille et al. 2023; Taheri et al. 2024) sowie aktuell möglicherweise auch der Kuhreiher (*Bubulcus ibis*; König et al. 2023). Klimawandelbedingte Brutarealveränderungen sind vielfach belegt, und die Liste der betroffenen Arten – sowohl Gewinner als auch Verlierer – ließe sich erheblich erweitern (Trautmann et al. 2013; Schuster 2013/2014; Bairlein & Metzger 2014; Engler & Stiels 2016).

Die Zaunammer *Emberiza cirulus* gehört zum mediterranen Faunentyp mit einem Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Mittelmeerraum (Voous 1962). Nach einer Expansionsphase seit dem späten 18. Jahrhundert waren Mitte des 20. Jahrhunderts die Oberrheinebene, Bodensee, Neckar- und Donauraum, Pfalz, Mainzer Becken, Mittelrhein, Moseltal und Rheinland besiedelt (Petry 1937; Pfeifer 1938–39; Frey 1970; Federschmidt 1988). Diese Entwicklung wurde vor allem mit milden Wintern und der zoogeografischen Arealrandlage in Deutschland erklärt (Frey 1970). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stagnierte der Bestand und die Art verschwand aus vielen Regionen. Ende der 1990er Jahre waren stabile Vorkommen nur noch in Südbaden und am rheinland-pfälzischen Haardtrand anzutreffen, wo die Zaunammer als deutschlandweite Besonderheit galt (Groh 1975; Federschmidt 1988; Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010). In den

letzten 20 Jahren hat sich die Zaunammer, vermutlich als Folge des Klimawandels, in Rheinland-Pfalz erneut stark ausgeweitet und brütet darüber hinaus nun auch an der hessisch-badischen Bergstraße, im Rheingau, Ahrtal, oberen Moseltal, um Stuttgart, in der Neckar-Alb-Region, am Bodensee und in Unterfranken (z. B.: Schuphan 2014, Bastian & Bastian 2020; Folz & Laubengaier 2022; Honold & Günther 2020; Janz 2022; Emig-Brauch 2022; Anthes et al. 2024; DDA 2024; Ellwanger 2024; Mache, pers. Mitt.).

Die Zaunammer war schon häufig Gegenstand von Studien zur Verbreitungsdynamik (Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010; Schuphan 2017; Bastian & Bastian 2020; Laubengaier & Janz 2020; Emig-Brauch 2022; Laubengaier 2021, 2023; Janz 2022; Laubengaier et al. 2022), zur Winterökologie (Bradbury et al. 2008) und zur interspezifischen Konkurrenz (Schuphan 2014, 2018, 2020; Schuphan & Flehming 2013). Untersuchungen zur Ökologie und Habitatnutzung der Art sind jedoch bislang selten (Morelli et al. 2014).

Im Rahmen des Monitorings seltener Brutvögel wird durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) seit 2021 in einer kombinierten Punkt-Stopp- und Linienkartierung das Vorkommen der Zaunammer erfasst. Erste Ergebnisse zeigen einen weiterhin positiven Bestandstrend (Janz 2022). Allerdings ist das Programm

nicht darauf ausgelegt, den Brutbestand der Art verlässlich zu quantifizieren (Bastian & Bastian 2020; Janz 2022). Informationen zur Populationsstärke sind jedoch aus ökologischen und artenschutzrechtlichen Gründen von großer Bedeutung.

Ziel unserer Untersuchung war es, den Brutbestand der Zaunammer auf einer größeren Fläche zu ermitteln, diese Ergebnisse mit einer früheren Studie (Bastian & Bastian 2020) zu vergleichen und den Einfluss der Geländetopografie und Vegetationsstruktur auf die Revierdichte der Art zu untersuchen. Zudem sollte auf einer anderen, ähnlich dicht besiedelten Fläche untersucht werden, wie zuverlässig Brutbestände der Zaunammer mit nur einer Kartierungsbegehung ermittelt werden können.

2 Methodik

2.1 Kartierung

Der Bestand der Zaunammer wurde auf zwei Probestflächen in Rheinland-Pfalz untersucht (Abb. 1). Die erste Fläche, „Grünstadt NW“, liegt etwa 25 Kilometer nordwestlich von Mannheim und 30 Kilometer ostnordöstlich von Kaiserslautern. Sie wird durch die Orte Grünstadt-Asselheim, Mertesheim, Quirnheim, Kindenheim und Bockenheim begrenzt. Die zweite Fläche, „Neuleiningen N“, befindet sich rund 3,5 Kilometer südlich der ersten und grenzt im Osten an Grünstadt und im Süden an Neuleiningen.

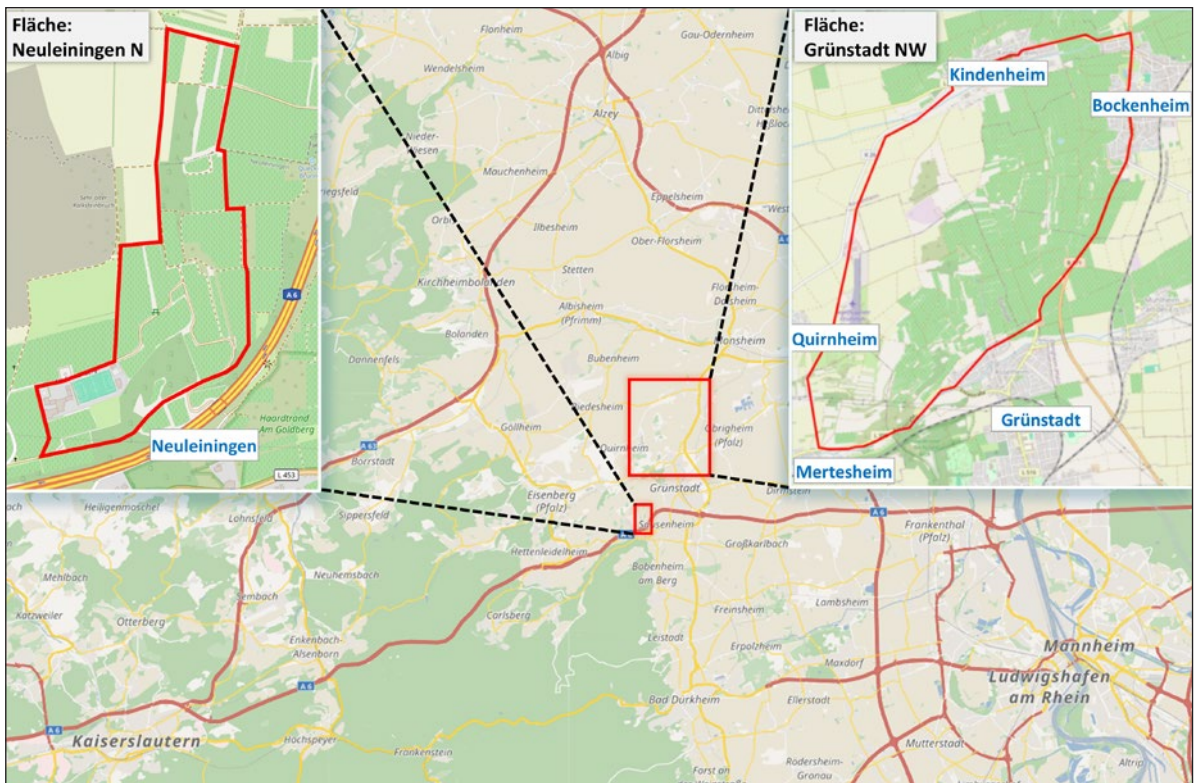


Abb. 1: Lage der beiden Untersuchungsflächen im Rheinhesischen Tafel- und Hügelland nordwestlich von Mannheim und Ludwigshafen/Rhein. – Location of the two study sites in the Rheinhesian table and hill country north-west of Mannheim and Ludwigshafen/Rhine.

Kartengrundlage: OpenStreetMap



Abb. 2: Revierstandorte auf der Fläche „Neuleiningen N“ in den Jahren 2022 bis 2024. Die rote Linie beschreibt den Verlauf der Kartierungsroute. – *Territory sites on „Neuleiningen N“ in the years of 2022 to 2024. The red line describes the mapping route.*

Beide Probeflächen gehören zum Göllheimer Hügelland, das die südlichen Ausläufer des Rheinhessischen Tafel- und Hügellands bildet. Der Landschaftsraum zeichnet sich durch eine vielseitige Struktur aus. Ackerbauflächen, terrassierte Weinberge, Böschungen, Feldgehölze und Heckenzüge prägen das Bild. Das Göllheimer Hügelland setzt den Haardtrand in nördlicher Richtung fort, der als ein Verbreitungsschwerpunkt der Zaunammer in Deutschland gilt (Janz 2022).

Vorkommen der Zaunammer wurden systematisch entlang von Wegen und Weinbergspfaden kartiert. An jedem potenziell geeigneten Standort (Hecken, Waldränder mit angrenzenden Agrar- oder Weinanbauflächen), der mindestens 100 Meter von einem bekannten Vorkommen entfernt lag, kam, wenn kein spontaner Zaunammergesang zu hören war, eine Klangattrappe (KA) zum Einsatz (Dauer: 1:08 min). Diese wurde über ein Smartphone mit angeschlossenem externen Lautsprecher abgespielt. Zeigte sich keine Reaktion, wurde die Klangattrappe nach einer zweiminütigen Pause erneut abgespielt. Erfolgte auch nach einer weiteren Minute Wartezeit keine Reaktion, galt der Standort als unbesetzt und diente auf der Fläche „Grünstadt NW“ für Auswertungen als Kontrollpunkt. Als territoriale Reaktionen wurden Gesangs-

widerung, Warnrufe sowie Anfliegen und Umkreisen des Standorts von Männchen oder Weibchen gewertet. Bei einer Reaktion wurde die KA sofort abgeschaltet, die Sichtung nach Möglichkeit visuell bestätigt und der Standort als besetzt dokumentiert. Reviernachweise wurden in dem Programm „NaturaList“ vor Ort dokumentiert, die Koordinaten der Reviere für weitere Analysen später der Datenplattform „ornitho.de“ entnommen.

2.2 Fläche „Neuleiningen N“ (Abb. 2)

Das 41,3 Hektar große Gebiet wurde auf einer 2,85 Kilometer langen Route kartiert und zeichnet sich durch Weinbau, zahlreiche Böschungen und eine stark abfallende Geländestufe im Osten des Areals aus. In den Jahren 2022, 2023 und 2024 wurden zwischen Ende März und Anfang Mai bei je drei Begehungen und bei meist sonnigen und nur leicht windigen Bedingungen Zaunammern entsprechend den Empfehlungen von Südbeck et al. (2005) kartiert. Ein Brutrevier galt als besetzt, wenn in einem Jahr bei drei Begehungen mindestens zweimal eine Zaunammer an einem Ort nachgewiesen wurde.

2.3 Fläche „Grünstadt NW“ (Abb. 3)

Die Fläche hatte eine Gesamtgröße von 1.030 ha. Davon blieben 160 ha Siedlungsfläche unbearbeitet. Weitere 194 ha, bestehend aus großflächigen, strukturalarmen Agrar- oder Weinbauflächen, wurden nur stichprobenhaft untersucht, da sie für die Zaunammer als Brutlebensraum wenig geeignet sind (Groh 1975; Glutz von Blotzheim & Bauer 1997; Schlotmann & Dietrich 2012; Laubengaier 2021). Somit verblieb eine Untersuchungsfläche (UF) von 676 ha, von der eine Teilfläche von 133 ha bereits 2020 kartiert wurde (Bastian & Bastian 2020). Die Topografie der UF variiert stark: Der südliche bis südöstliche Rand fällt steil ins Eisbachtal ab, während die nordwestlichen Bereiche weitgehend flach sind.

Die UF wurde 2024 bei 15 Begehungen vollständig, aber nur einmal kartiert; zwei Begehungen erfolgten im März, eine im April und zwölf im Mai. Drei Begehungen fanden nachmittags statt, die übrigen vormittags zwischen 6:00 Uhr und 9:55 Uhr. Meist herrschten sonnige, windstille bis leicht windige Bedingungen, mit Temperaturen zwischen 17 °C und 28 °C. Lediglich am 18. April war die Temperatur mit 7 °C deutlich niedriger.

Die Kartierungen wurden von zwei Personen (AB, H-VB) durchgeführt, um An- und Abflugrichtungen von Männchen oder Weibchen sowie Parallelbeobachtungen mehrerer Zaunammern präziser zu erfassen. Doppelzählungen konnten dennoch nicht vollständig ausgeschlossen werden, die Überschätzung des Bestandes wird jedoch auf weniger als 10 % geschätzt. Ein einmaliger Nachweis einer territorialen Zaunammer, sei es durch Spontanbesang oder Reaktion auf die Klangattrappe, galt als Beleg für ein Brutrevier.

2.4 Auswertungen und Statistik

Auf der Fläche „Grünstadt NW“ wurden für jeden Revierstandort die Hangneigung, der Abstand zu benachbarten Revieren, die daraus abgeleitete Revierdichte sowie die Vegetationsstruktur ermittelt.

Der Standort an dem eine Zaunammer spontan sang oder auf eine Klangattrappe reagierte, definierten wir als Revierstandort. Da die so definierten Standorte nicht zwangsläufig das Revierzentrum widerspiegeln, wurden zur Minimierung von Unschärfen bei der Berechnung der Distanz zu

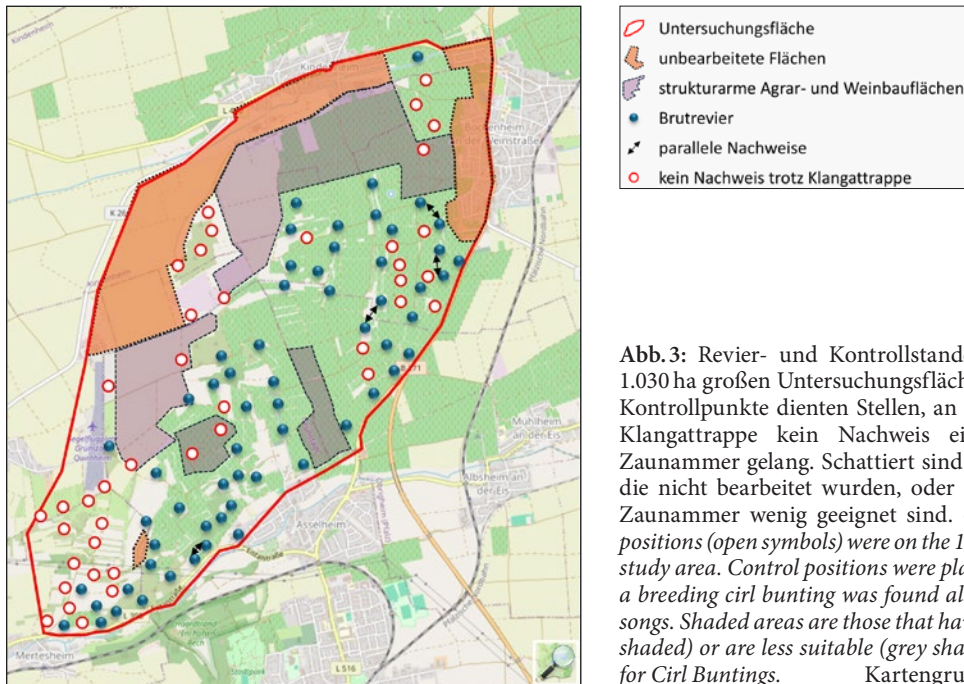


Abb. 3: Revier- und Kontrollstandorte auf der insgesamt 1.030 ha großen Untersuchungsfläche „Grünstadt NW“. Als Kontrollpunkte dienten Stellen, an denen trotz Einsatz der Klangattrappe kein Nachweis einer revieranzeigenden Zaunammer gelang. Schattiert sind die Flächen dargestellt, die nicht bearbeitet wurden, oder als Brutlebensraum für Zaunammer wenig geeignet sind. – Territory and control positions (open symbols) were on the 1,030 ha “Grünstadt NW” study area. Control positions were places where no evidence of a breeding cirl bunting was found also after playback of own songs. Shaded areas are those that have not been surveyed (red shaded) or are less suitable (grey shaded) as breeding habitat for Cirl Buntings. Kartengrundlage: OpenStreetMap

benachbarten Revieren Reviercluster gebildet. Ein Cluster umfasst ein Revier mit seinen beiden nächstgelegenen Nachbarn. Bei zwei randständigen Revieren konnte nur ein Nachbar für die Clusterbildung berücksichtigt werden, ein isoliertes Revier am nördlichen Rand der UF blieb unberücksichtigt.

Revierdistanzen wurden anhand der Längen- und Breitengrade der Revierstandorte ermittelt. Da Reviere häufig entlang linearer Strukturen wie z. B. Hecken verlaufen, wurde die Revierfläche als Ellipse berechnet, wobei der Radius der langen Ellipsenachse der Distanz eines Reviers zum nächsten Nachbarn oder, bei einem Reviercluster, der mittleren Distanz eines Reviers zu den zwei nächsten Revieren entsprach. Die Länge der kurzen Ellipsenachse entsprach der Hälfte der langen Achse. Die Revierdichte wurde als Anzahl Reviere pro 10 Hektar ausgewiesen.

Die Hangneigung wurde mithilfe der online verfügbaren Karte „OpenSlopeMap“ (www.openslopedmap.org) von jedem Revierpunkt aus über eine Strecke von 50 bis 100 Metern in Richtung der stärksten Hangneigung gemessen. Der Höhenunterschied pro 100 Meter Distanz diente als Maß für die Neigung. Flächenanteile von Hecken, Rebflächen, Äcker, Grünland sowie Siedlungs- und Friedhofsflächen wurden für jeden Revierstandort anhand von Satellitenkarten (Google Maps) geschätzt und auf die jeweilige Reviergröße bezogen.

Der Shapiro-Wilk-Test diente zur Prüfung auf Normalverteilung. Die Verteilungen der Daten zur Hangneigung von Revier- und Kontrollstandorten, Revierdichten und Habitatstrukturen wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test auf Signifikanz geprüft. Um den Grad einer Abhängigkeit zweier Datensätze zu berechnen, wurde die Pearson-Korrelationsanalyse angewendet. Eine multivariate lineare Regression diente der Analyse der Reviergröße und ihrer potenziell erklärenden Variablen. Die Datenanalyse erfolgte mit Hilfe der Software „Real Statistics Resource Pack“ (Version 8.9.1; Zaitontz 2023), wobei das Signifikanzniveau bei $\alpha = 0,05$ festgelegt wurde.

3 Ergebnisse

3.1 Bestände, Bestandsdichte und Entwicklung

Auf der 41,3 ha großen Fläche „Neuleiningen N“ wurden zwischen 2022 und 2024 sieben bis acht Brutreviere festgestellt, was einer Dichte von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 ha entsprach (Tab. 1). Bereits mit den ersten Begehungen gelang es, 20 der 23 Reviere (87 %) nachzuweisen.

Auf der 1.030 ha großen Fläche „Grünstadt NW“ konnten 61 Zaunammerreviere (0,59 Rev. / 10 ha) nachgewiesen werden. Ein Drittel der Fläche entfiel auf Siedlungsflächen und großflächige, strukturarme Agrar- und Weinanbauflächen, die von Zaunammern gemieden wurden. Die eigentliche UF hatte eine Größe von 676 ha. Ein Revier überlappte mit einer Agrarfläche, so dass nur 60,5 Reviere in die Analysen einfließen. Die Revierdichte betrug 0,89 Revieren pro 10 ha (Tab. 1). An 40 Standorten der UF wurde auch mit Einsatz einer Klangattrappe keine Zaunammer nachgewiesen.

Die Revierdichte auf den Flächen der Cluster von zwei bis meist drei benachbarten Revieren (Tab. 2) betrug maximal 5,7 Revieren pro 10 ha, im Mittel 1,8 Reviere pro 10 ha, was der Revierdichte auf der Fläche „Neuleiningen N“ entsprach.

Auf der 133 ha großen, bereits 2020 untersuchten Teilfläche der UF, stieg die Anzahl Reviere von 15,5 auf 23, was einer Zunahme von 1,17 auf 1,78 Reviere pro 10 ha entsprach (+52 %; Tab. 3). Der lokale Bestand nahm damit pro Jahr im Mittel um 10,3 %, resp. um zwei Reviere zu.

Tab. 1: Größen der Flächen Grünstadt NW und Neuleiningen N sowie Revierdichten. Auf der Fläche Grünstadt NW wird zwischen der Gesamtfläche sowie der um Teilflächen verkleinerten Untersuchungsfläche (UF) unterschieden. Auf der Fläche Neuleiningen N sind die Revierdichten für die drei Untersuchungsjahre separat dargestellt. – *Sizes and territory densities of the Grünstadt NW and Neuleiningen N area. At the Grünstadt NW site, a distinction is made between the total area and the survey area (UF) reduced by sub-areas (1, 2). The territory densities at the Neuleiningen N site are shown for each of the three survey years separately.*

	Flächengröße <i>plot size</i>	Reviere <i>territories</i> [N]	Revierdichte <i>territory density</i> [Rev. / 10 ha]
Fläche Grünstadt NW			
Gesamtfläche - <i>total area</i>	1.030 ha	61	0,59
(1) unbearbeitete Siedlungsflächen <i>unsurveyed urban areas</i>	160 ha	./.	./.
(2) strukturarme Agrar- und Weinbauflächen <i>low structured agricultural and vinicultural areas</i>	194 ha	0,5	0,03
Untersuchungsfläche (UF), ohne (1) und (2) <i>study area (UF), without (1) and (2)</i>	676 ha	60,5	0,89
Fläche Neuleiningen N			
Jahr 2022 - <i>year 2022</i>	41,3 ha	8	1,94
Jahr 2023 - <i>year 2023</i>	41,3 ha	7	1,70
Jahr 2024 - <i>year 2024</i>	41,3 ha	8	1,94

Tab. 2: Revierabstände und Revierdichten. Distanzen wurden zwischen direkten Reviernachbarn und in Clustern von drei Revieren ermittelt. Die Revierdichte basiert auf einer elliptischen Fläche, deren lange Achse der doppelten mittleren Distanz in Revierclustern entspricht und deren kurze Achse halb so lang ist. – *Territory distances and densities. Distances were measured between nearest neighbours and in clusters of three territories. The density of territories is based on an elliptical plot whose long axis corresponds to twice the mean distance in territory clusters and the short axis is half as long.*

	Min	Quartil 1	Median	Quartil 3	Max
Distanz zum nächsten Nachbar [m] - <i>nearest neighbour distance [m]</i>	72	130	157	197	479
mittl. Distanz von je drei am nächsten gelegenen Revieren = Reviercluster [m] <i>average distance between the three nearest territories = territory cluster [m]</i>	106	147	188	243	479
Dichte in Revierclustern [Reviere / 10 ha] <i>density in territory clusters [territories / 10 ha]</i>	0,3	1,1	1,8	2,9	5,7

Tab. 3: Revierdichte auf einer 133 ha großen Teilfläche der UF, auf der bereits 2020 nach derselben Methode Zaunammern kartiert wurden (Bastian & Bastian 2020). – *Territory density on a 133 ha sub-area of the UF on which the Cirl Bunting was already mapped in 2020 by the same survey method (Bastian & Bastian 2020).*

	Reviere territories [N]	Revierdichte territory density [Rev. / 10 ha]
Jahr 2020 - year 2020	15,5	1,17
Jahr 2024 - year 2024	23	1,78
Veränderung 2024 zu 2020 difference 2024 vs. 2020	+ 7,5	+ 52 %

3.2 Revierverteilung, Topografie und Vegetationsstruktur (nur Grünstadt NW)

Die Kontrollstandorte unterschieden sich bezüglich der Hangneigung signifikant von den besetzten Revierstandorten (Mann-Whitney-U-Test; $z = 3,6558$; $p < 0,001$). Während sich 30 % der unbesetzten Standorte ($N = 12$) in flachen Geländeabschnitten mit einer Neigung von maximal 10 % befanden, galt dies lediglich für 11,5 % der besetzten Reviere ($N = 7$). In Hanglagen mit einer Neigung von über 25 % waren hingegen sämtliche potenziell geeigneten Standorte von Zaunammern besetzt (Abb. 4).

Ein Revier grenzte im Mittel an vier Nachbarreviere (Spanne: 1–7). Die mittlere Distanz zum jeweils nächst-

gelegenen Revier betrug 157 m (Q1: 130 m; Q3: 197 m), mit einem Minimum von 72 m. Innerhalb eines Revier-Clusters lagen die mittleren Abstände bei 188 m (Q1: 147 m; Q3: 243 m; Tab. 2). Die Entfernung zum nächstgelegenen Nachbarrevier beziehungsweise zu einem Reviercluster korrelierte signifikant negativ mit der Hangneigung (nächster Nachbar: $t = -3,2598$; $p < 0,01$; Reviercluster: $t = -4,0531$; $p < 0,001$) und die Revierdichte signifikant positiv mit der Hangneigung (nächstes Revier: $t = 5,028$; $p < 0,001$; Reviercluster: $t = 6,253$; $p < 0,001$; Abb. 5).

Alle Reviere wiesen Hecken oder Feldgehölze auf, häufig ergänzt durch Rebflächen, Grünflächen oder einzelne Bäume. Teilweise umfassten sie auch Ackerflächen oder lagen im Siedlungsbereich, etwa auf Friedhöfen oder in Vorgärten.

Besonders hohe Revierdichten traten in einer 100–150 m breiten, seit Jahrzehnten brachliegenden ehemaligen Weinbau-Steillage von teils über 30 % Geländeneigung im Südosten des Untersuchungsgebiets auf (Abb. 6). Generell ist die Revierdichte an Stellen mit einer Hangneigung von über 20 % signifikant höher als in flachen (>20 % vs. <10 %: $z = 3,185$; $p < 0,001$) oder mäßig steilen Bereichen (>20 % vs. 10–20 %: $z = 4,377$; $p < 0,001$). In flachen und in mäßig steilen Lagen war die Revierdichte hingegen nicht unterschiedlich (<10 % vs. 10–20 %: $z = 0,979$; $p = 0,335$; Abb. 7A). Ob geringere Revierdichten mit größeren Revieren einhergingen, wurde nicht untersucht.

Auch korreliert der Heckenanteil von Revieren mit der Steilheit des Geländes (Abb. 7B). Reviere in Lagen von über 20 % Hangneigung wiesen deutlich größere Heckenanteile auf als Reviere in flachen (>20 % vs. <10 %: $z = 3,126$; $p < 0,001$) oder in mäßig steilen Lagen (>20 % vs. 10–20 %: $z = 2,820$; $p < 0,01$), und mäßig steil gelegene Revierstandorte hatten einen höheren

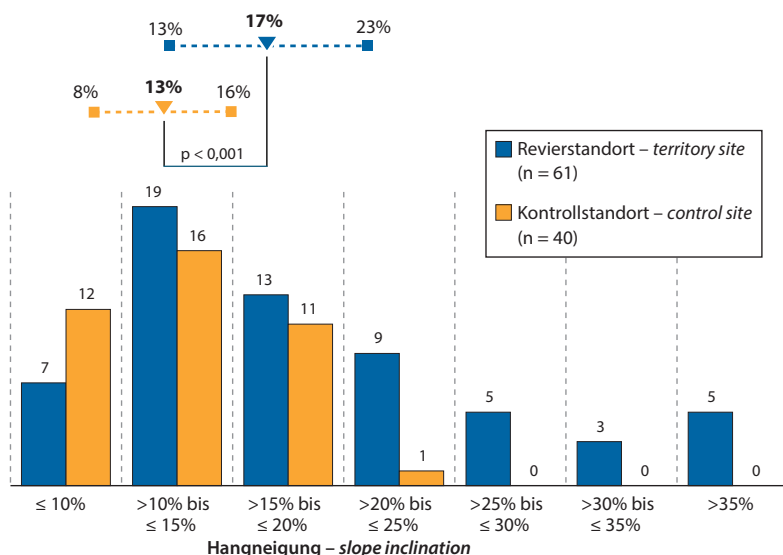


Abb. 4: Hangneigung an Revier- und Kontrollpunkten. Dreiecke geben die Mediane beider Verteilungen an, gepunktete Linien die Spannweite zwischen erstem und dritten Quartil. Über den Säulen sind die Anzahlen der Reviere angegeben, über den Dreiecken und Linieneckpunkte die Mediane, resp. Werte des ersten und dritten Quartils. Verteilungsunterschiede wurden mit dem Mann-Whitney-U Test auf Signifikanz geprüft. – *Slope inclination at territory and control sites. Triangles indicate the medians of both distributions, dotted lines the range between the first and third quartiles. Numbers above columns, triangles and line vertices indicate the number of territories. Differences in distribution were tested with the Mann-Whitney U test.*

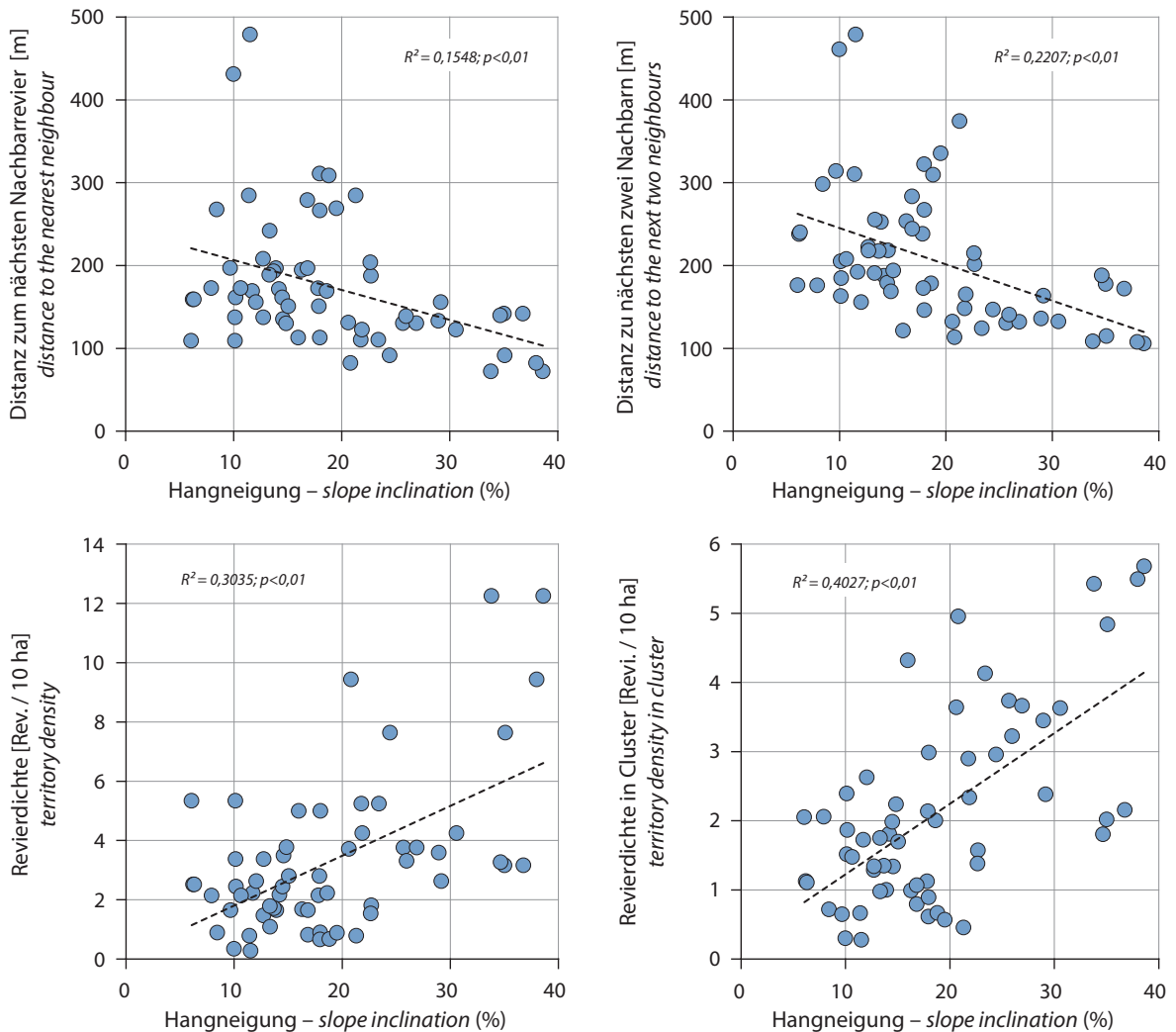


Abb. 5: Die Hangneigung der Zaunammerreviere korreliert signifikant (Spearman-Rangkorrelation) sowohl mit der Distanz zum nächsten Nachbar (oben) als auch mit der Revierdichte (unten). Dies gilt sowohl für die Verteilung einzelner Reviere (links) als auch für Reviercluster (rechts). Reviercluster weisen eine stärkere Korrelation auf als Einzelreviere, da sie Positionsunsicherheiten der einzelnen Reviere kompensieren. – *The slope inclination of cirl bunting territories correlates significantly (Spearman rank correlation) with both the distance to the nearest neighbour (top) and the territory density (bottom). This applies both to the distribution of individual territories (left) and to the distribution within territory clusters (right). Territory clusters show a stronger correlation than individual territories, as they compensate to a certain extent the positional uncertainties of single territories.*

Heckenanteil als Reviere in flachen Bereichen (10-20 % vs. <10 %: $z = 2,053$; $p < 0,05$).

Jedoch gibt es keine signifikante Beziehung zwischen dem Heckenanteil und der Revierdichte (Abb. 7C). Das bedeutet, dass Reviere in den Steillagen überproportional häufig eng beieinander liegen, dass diese Reviere dann aber nicht immer auch einen besonders hohen Heckenanteil aufweisen. Andererseits befinden sich in Steillagen besonders häufig Reviere mit einem hohen Heckenanteil, die dann aber nicht zwingend eng beieinander liegen. Die Kausalitäten der gefundenen

Korrelationen zwischen Steillage und Revierdichte einerseits und Steillage und Heckenanteil andererseits sind offensichtlich verschieden.

Auch in einer multivariat-linearen Regression erwies sich allein die Hangneigung als eine sowohl signifikante als auch relevante Prädiktorvariable zur Erklärung der Revierdichte. Zwar waren auch die Anteile von Hecken, Rebflächen und Ackerflächen statistisch signifikant, jedoch mit sehr geringen Steigungskoeffizienten, sodass ihr Beitrag zur Erklärung der Revierdichte vernachlässigbar war (Tab. 4).

Tab. 4: Ergebnisse einer multivariat linearen Regression mit der Hangneigung sowie den Flächenanteilen von Hecken, Weinbergen, Äckern, Grünland und Friedhöfe/Siedlungen als beschreibende Variablen zur Erklärung der Revierdichte. Relevant sind beschreibende Variablen, wenn sie signifikant sind, und der Einfluss auf die Revierdichte (Steigung) sich deutlich von null unterscheidet. QS = Quadratsumme. - Results of a multivariate linear regression with the slope inclination and the area shares of hedges, vineyards, fields, grassland and cemeteries/settlements as descriptive variables to explain the territory density. Descriptive variables are relevant if they are significant and the effect on territory density ("Steigung") is distinctly different from zero. QS = square sum.

Test auf Normalverteilung						
Shapiro-Wilk Test	W-Statistik	p-Wert	alpha	normalverteilt		
	0,974	0,223	0,05	Ja		

Generelle Modellgüte			
Multiple R	0,843	AIC	-22,237
R ²	0,710	AICc	-19,414
Adjusted R ²	0,677	BIC	-7,577
Standardfehler	0,787		
Beobachtungen	60		

ANOVA						
	df	QS	mittl. QS	F	p-Wert	signifikant
Regression	6	80,233	13,372	21,608	0,000	Ja
Residual	53	32,799	0,619			
Total	59	113,032				

	Steigung	Standardfehler	t Statistik	p-Wert	Signifikanz	Relevanz
Intercept	1,710	0,340	5,035	0,000	<0,001	
Hangneigung (%)	0,077	0,013	5,716	0,000	<0,001	+
Anteil Hecken (m ²)	-0,000	0,000	-4,751	0,000	<0,001	-
Anteil Weinberg (m ²)	-0,000	0,000	-3,552	0,001	<0,001	-
Anteil Äcker (m ²)	-0,000	0,000	-2,626	0,011	<0,05	-
Anteil Grünland (m ²)	0,000	0,000	1,484	0,144	n.s.	
Anteil Friedhof/Siedlung (m ²)	-0,000	0,000	-1,573	0,122	n.s.	

4 Diskussion

4.1 Methodik

Zaunammerbestände können bei günstigen Witterungsbedingungen und dem Einsatz einer Klangattrappe zu fast 90 % bereits mit einer Geländebegehung erfasst werden. Auch beim Wendehals (*Jynx torquilla*), der ebenfalls sehr zuverlässig auf eine Klangattrappe reagiert, ließ sich der Brutbestand mit einer Begehung und dem Einsatz einer Klangattrappe zu durchschnittlich 96 % ermitteln (Kircher & Wirsing 2023). Wir schließen jedoch nicht aus, dass der intensive Einsatz der Klangattrappe in bis zu 10 % der Fälle zu Doppel-

erfassungen führte. Gleichzeitig gehen wir auf Basis der Ergebnisse von „Neuleinigen N“ davon aus, dass 10–15 % der Brutreviere unentdeckt blieben. Daher dürfte der ermittelte Bestand von 61 Revieren und die abgeleitete Revierdichte von 0,89 Revieren pro 10 ha der realen Bestandssituation auf der UF sehr nahekommen.

Die Erfassung der Habitatstruktur anhand der Abschätzung von Flächenanteilen aus Satellitenbildern stellt zwar ein methodisch grobes Verfahren dar, lieferte jedoch belastbare Ergebnisse hinsichtlich der Einschätzung der Bedeutung von Topografie und Vegetationsstruktur für die Habitatwahl der Zaunammer.

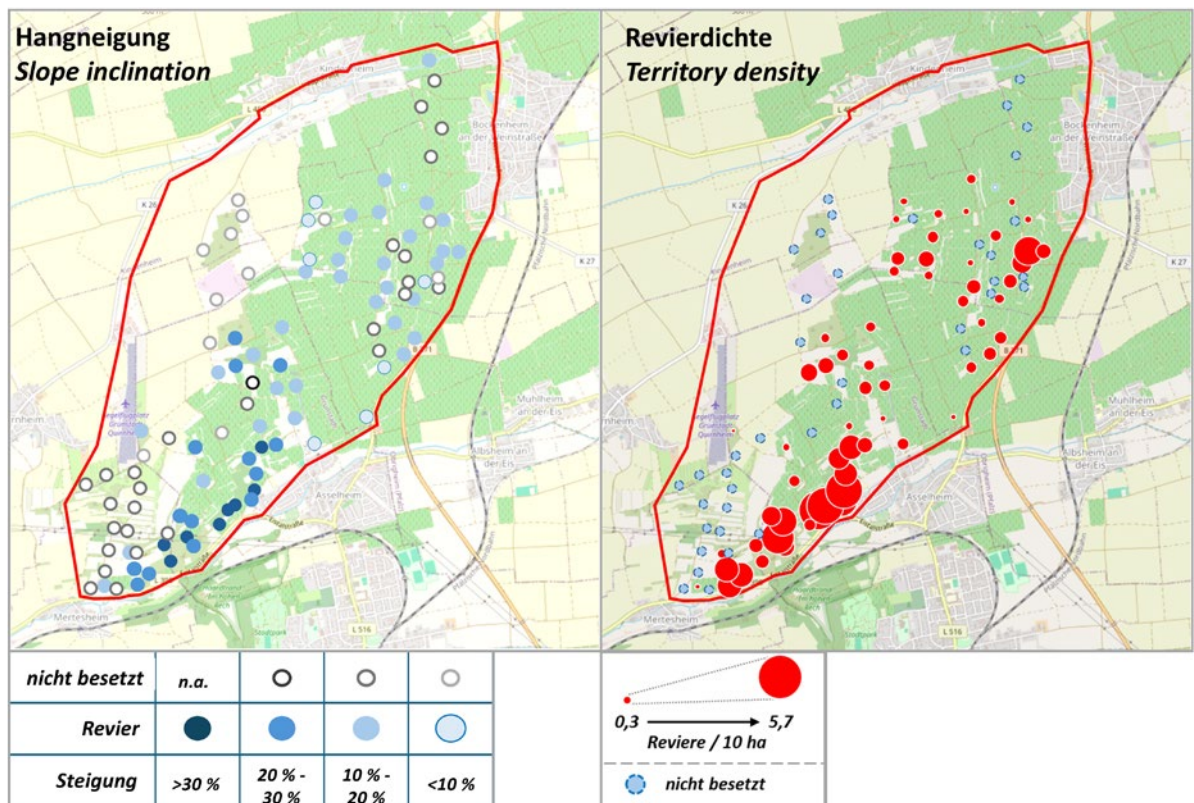


Abb. 6: Hangneigung [%] (links) und Revierdichte [Reviere pro 10 ha] von Revier- (gefüllte Symbole) und Kontrollstandorten (offene Symbole). Hohe Revierdichten kommen vor allem dort vor, wo die Hänge besonders steil sind. – Slope inclination [%] (left) and territory density [territories per 10 ha] of territory (filled symbols) and control sites (open symbols). High territory densities occur mainly where the slopes are steep. Kartengrundlage: OpenStreetMap

Gleichwohl wäre eine eigenständige Raumnutzungsanalyse wünschenswert, um die relative Bedeutung verschiedener Habitattypen für die Art fundierter bewerten zu können.

4.2 Topografie, Vegetationsstruktur, Revierdichte und Mikroklima

Um Revier- oder Siedlungsdichten aus verschiedenen Studien vergleichbar zu machen, ist die Berücksichtigung der Größe der Untersuchungsfläche essenziell (Bezzel 1982). Sowohl die Revierdichte von 0,89 Revieren pro 10 ha auf der 676 ha großen Untersuchungsfläche (UF) als auch die Dichten von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 ha auf der deutlich kleineren Fläche „Neuleiningen N“ (41,3 ha) folgen einer exponentiellen Korrelationskurve (Abb. 8). Im Vergleich zu früheren Auswertungen (Bastian & Bastian 2020) verläuft diese Korrelation flacher, was auf höhere Bestandszahlen vor allem auf größeren Flächen hinweist.

In flachen bis mäßig steilen Bereichen der UF lagen die Brutdichten meist unter 2 Reviere pro 10 ha, während in den steilen südlichen Abschnitten der UF bis zu knapp 6 Revieren pro 10 ha erreicht wurden. Diese Werte entsprechen einer fünfjährigen Studie aus Spanien, wo

in einer Orangenplantage Brutdichten von 0,6 bis 10,1 BP pro 10 ha ermittelt wurden (Ponz et al. 1996).

Im Gegensatz zu Beobachtungen aus mediterranen Gebieten, wo die Zaunammer eine Vielzahl von Habitaten nutzt – häufig in intensiv genutzten Kulturlandschaften (Morelli et al. 2014; Copete 2020; eig. Beobachtungen) –, zeigt sie in Deutschland eine Präferenz für kleinräumige, strukturreiche Heckenlandschaften mit angrenzendem Weinbau, bevorzugt in Steillagen (Groh 1975, Schlotmann & Dietrich 2012; Bastian & Bastian 2020; Honold & Günther 2020). Systematische Untersuchungen zum Zusammenhang von Revierdichte und Hangneigung fehlten bislang. Groh (1975) stellte zwar fest, dass über 70 % der Reviere am Haardtrand in Hanglagen mit mindestens 25° Neigung lagen (entspricht etwa 47 %), ohne jedoch Hinweise auf die Flächenverteilung dieser Hanglagen zu geben. Auf der UF lagen lediglich ein Drittel der Reviere (22 von 61) in Hanglagen mit über 20 % Neigung, während über die Hälfte (32 Reviere) in weniger steilen Bereichen (10–20 %) und sieben Reviere sogar in flacheren Lagen (<10 %) vorkamen. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse ist aber schwierig, da die Hangneigung von uns jeweils über eine Strecke von 50 bis 100 m ermittelt

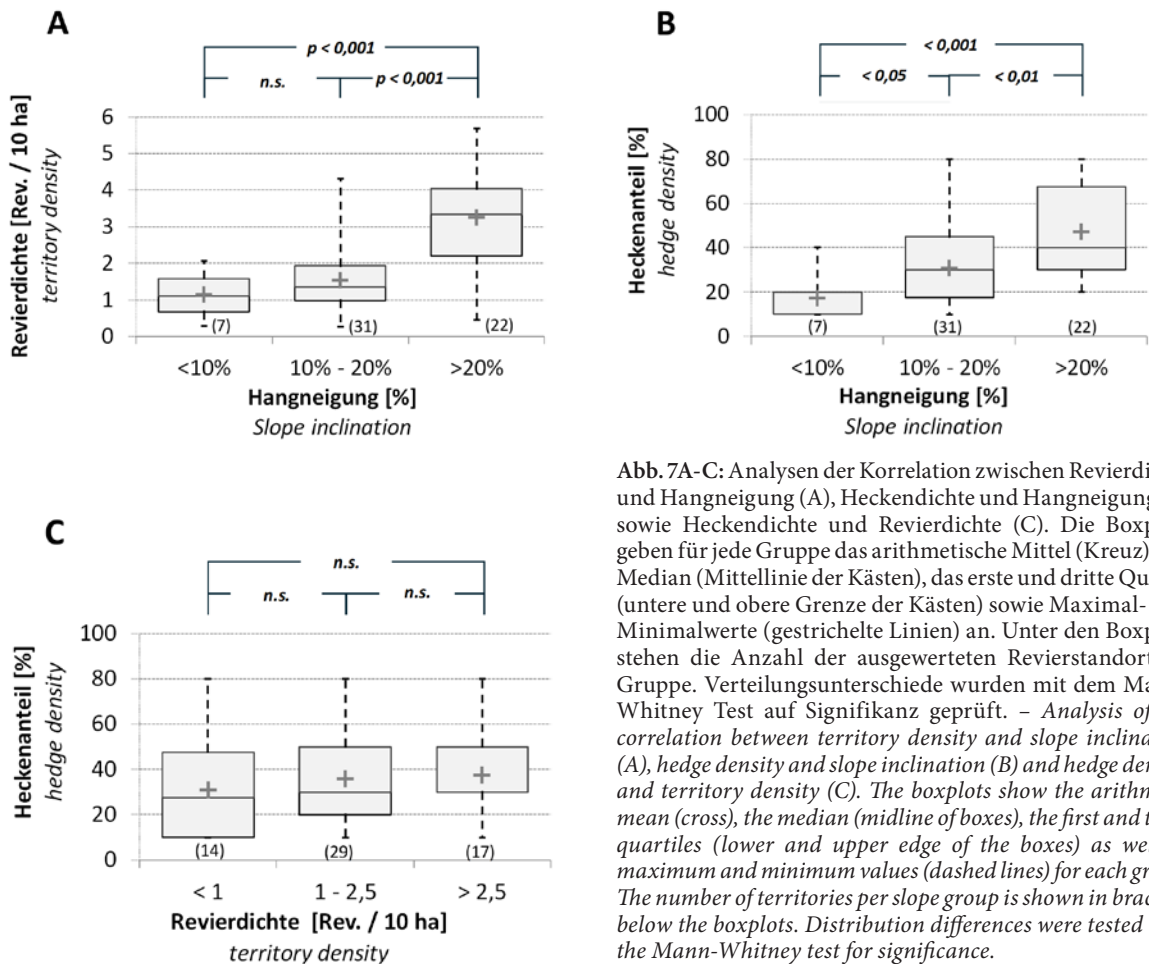


Abb. 7A-C: Analysen der Korrelation zwischen Revierdichte und Hangneigung (A), Heckendichte und Hangneigung (B) sowie Heckendichte und Revierdichte (C). Die Boxplots geben für jede Gruppe das arithmetische Mittel (Kreuz), der Median (Mittellinie der Kästen), das erste und dritte Quartil (untere und obere Grenze der Kästen) sowie Maximal- und Minimalwerte (gestrichelte Linien) an. Unter den Boxplots stehen die Anzahl der ausgewerteten Revierstandorte je Gruppe. Verteilungsunterschiede wurden mit dem Mann-Whitney Test auf Signifikanz geprüft. – *Analysis of the correlation between territory density and slope inclination (A), hedge density and slope inclination (B) and hedge density and territory density (C). The boxplots show the arithmetic mean (cross), the median (midline of boxes), the first and third quartiles (lower and upper edge of the boxes) as well as maximum and minimum values (dashed lines) for each group. The number of territories per slope group is shown in brackets below the boxplots. Distribution differences were tested with the Mann-Whitney test for significance.*

wurde, während Groh (1975) keine Details zur Messmethode gibt.

Unstrittig ist, dass Zaunammern in Rheinland-Pfalz häufig in steilen Hanglagen vorkommen. Zur Bewertung der Gründe für diese Standortwahl ist jedoch nicht allein die Anwesenheit der Art im Lebensraum entscheidend, sondern auch deren Revierdichte. Dabei können unterschiedliche Gründe für eine hohe Revierdichte verantwortlich sein. Janz et al. (2008) heben als typische Lebensraumcharakteristika südlich exponierte Hänge hervor sowie strukturreiche Habitate mit lückiger, niedriger Vegetation und dichtem Gebüsch. Während unsere Daten ebenfalls die Topografie als zentraler Einflussfaktor für hohe Revierdichten zu belegen scheinen, wird in anderen Studien der Vegetationsstruktur – insbesondere ein hoher Anteil an Gebüsch – größere Bedeutung zugeschrieben (Schuphan 2018; Laubengeier 2021).

Eine Präferenz der Zaunammer für steile Hanglagen wird durch die signifikante Korrelation von Brutdichte und Hangneigung bestätigt. Auch die Ergebnisse der multivariat-linearen Regressionsanalyse zeigen, dass primär die Hangneigung ein relevanter Prädiktor für

die Revierdichte ist. Dennoch nimmt mit zunehmender Steilheit des Geländes auch der Flächenanteil von Hecken in Revieren zu, wobei es eine Korrelation zwischen Heckendichte und Revierdichte nicht gibt. Die Ergebnisse lassen daher vermuten, dass signifikante Korrelationen von Hangneigung und Revierdichte und von Hangneigung und Heckenanteil auf verschiedene Kausalzusammenhänge zurückzuführen sind.

Ursache dafür, dass die steilsten Bereiche der UF besonders dicht mit Hecken und Gebüsch bewachsen sind, ist die Aufgabe des Steillagenweinbaus vor einigen Jahrzehnten sowie die darauffolgende sukzessiv fortschreitende Verbuschung der Standorte. Zaunammern kommen zwar auch in solch dicht verbuschten Bereichen mit Heckenanteilen von bis zu 80 % vor, höhere Revierdichten sind aber an Standorte mit einer lückigeren Vegetation gebunden. So verdoppelte sich der Bestand eines kleineren Brutvorkommens auf einer besonders steilen Teilfläche der UF zwischen 2020 und 2025, nachdem dichte Heckenstrukturen durch eine gezielte Beweidung geöffnet wurden (Bastian et al., unpubl.). Während das gezielte Öffnen von dichten Gebüsch hier positive Effekte zeigte, kann das Zurück-

drängen von Heckenstrukturen andernorts negative Folgen für die Art haben (Groh 1975; Laubengaier 2021), wenn dadurch Brutstandorte in dichten Hecken verloren gehen.

Insgesamt finden wir keine Korrelation zwischen Revierdichte und Heckendichte (Abb. 7C). Vier der 17 Reviere mit den höchsten Revierdichten wiesen einen Heckenanteil von über 50 % auf, während vier Reviere weniger als 20 % Heckenanteil hatten. Auch wenn Hecken für Neststandorte und Schutzfunktionen für Zaunammern von großer Bedeutung sind, legen unsere Ergebnisse nahe, dass vor allem die Steilheit des Geländes für eine hohe Revierdichte entscheidend ist.

Wir gehen davon aus, dass die mikroklimatischen Bedingungen in Steillagen, begünstigt durch die topografische Ausrichtung der Hänge, Bedingungen schaffen, die es der Zaunammer erlaubt, in hoher Dichte zu brüten. Denn aufgrund intensiver Sonneneinstrahlung herrschen, vor allem an den nach Süden oder Südosten ausgerichteten Hängen, ganzjährig warme und trockene Mikroklimabedingungen, die sich positiv auf die Verfügbarkeit und Phänologie von Arthropoden auswirken.

4.3 Trends und Klimawandel

Vom späten 18. bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts erlebte die Zaunammer eine signifikante Ausbreitung in Regionen wie dem Oberrhein, Bodensee, Neckar- und Donauraum, der Pfalz, dem Mainzer Becken, Mittelrhein, Moseltal und Rheinland (Petry 1937; Pfeifer 1938-39; Frey 1970; Federschmidt 1988). Diese Entwicklung wurde vor allem mit milden Wintern und der zoogeografischen Arealrandlage in Deutschland erklärt (Frey 1970). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts verschwand die Zaunammer aus vielen Gebieten, sodass in den frühen 2000er Jahren stabile Vorkommen nur noch am Haardtrand, Oberrhein und rund um Freiburg existierten (Groh 1975; Federschmidt 1988; Bergmann et al. 2003; Janz & Grüneberg 2010). In den letzten zwei Jahrzehnten hat die Zaunammer ihr Brutareal und ihre Bestände erneut deutlich ausgeweitet. Die Population am Haardtrand wuchs zwischen 2009 und 2019 um 63 % und erreichte 2022 etwa 400–450 Brutpaare (Janz 2022). Vermutlich dienten diese Vorkommen als Quellpopulation für weiter nördliche Ansiedlungen im Rheingau, an der Nahe, im Ahr- und Moseltal und in Rheinhessen (Schuphan 2014, 2017, 2020; Bastian & Bastian 2020; Folz & Laubengaier 2022; Laubengaier et al. 2022; Laubengaier 2023; Schuphan & Weschbach 2023; Ellwanger 2024). Zaunammern brüten mittlerweile regelmäßig

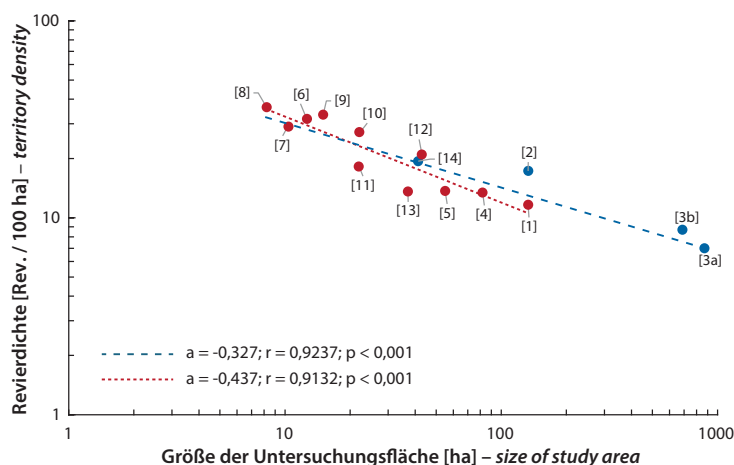


Abb. 8: Korrelation der Revierdichte mit der Größe der Untersuchungsflächen (doppelt logarithmische Skalierung), mit a = Steigung und r = Regressionskoeffizient der Pearson Korrelation. Daten der vorliegenden Studie sind mit blauen Punkten dargestellt (2, 3a, 3b, 14), weitere Daten (rote Punkte) entnommen aus Bastian & Bastian 2020 (1, 5), Schuphan & Flehmig 2013 (4), Schlotmann & Dietrich 2012 (6, 7, 8), Bergmann et al. 2003 (9, 10, 11, 12) und Hölzinger 1997 (13). Korrelationsgeraden wurden mit Daten bis 2020 (rot gepunktete Linie) und bis 2024 (blau gestrichelte Linie) berechnet. – *Correlation of territory density and size of the study areas (double logarithmic scaling), with a = slope and r = regression coefficient of the Pearson correlation. Data from the present study are shown with blue dots (2, 3a, 3b, 14), further data (red dots) are taken from Bastian & Bastian 2020 (1, 5), Schuphan & Flehmig 2013 (4), Schlotmann & Dietrich 2012 (6, 7, 8), Bergmann et al. 2003 (9, 10, 11, 12) and Hölzinger 1997 (13). Two correlations were calculated with data up to 2020 (red dotted line) and up to 2024 (blue dashed line).*

auch an der hessisch-badischen Bergstraße, im Raum Stuttgart, in der Neckar-Alb-Region und in Unterfranken (Honold & Günther 2020; Emig-Brauch 2022; Anthes et al. 2024; DDA 2024; Mache pers. Mitt.). Brutnachweise weit außerhalb bekannter Verbreitungsgebiete, die teilweise nur wenige Jahre Bestand hatten (z. B. Bezzel 1985; Schidelko et al. 2009; Kottolinsky et al. 2010; Jensen 2016), werfen die Frage auf, wie weit Satellitenvorkommen von Quellpopulationen entfernt sein können, um dauerhafte Ansiedlungen zu ermöglichen (Schuphan & Flehmig 2013; Laubengaier et al. 2022).

Auf der 133 ha großen Teilfläche der UF stieg der Bestand innerhalb von vier Jahren um 52 %, was einem Zuwachs von jährlich zwei Revieren entspricht. Trotz dieser Zunahme gab es keine Hinweise auf eine Arealausweitung, da keiner der 2020 unbesetzten Kontrollpunkte (Bastian & Bastian 2020) 2024 besetzt war, auch nicht in einem erweiterten Umfeld. So blieb ein Areal am südwestlichen Rand der UF vier Jahre lang unbesetzt, obwohl Hangneigung und -ausrichtung sowie Habitatstruktur vergleichbar waren zu den unmittelbar angrenzenden Arealen, wo Zaunammern in hoher Dichte vorkamen.

Die ausgeprägte Bestandszunahme auf Teilen der UF und die über drei Jahre konstante Anzahl an Brutpaaren bei „Neuleinigen N“ deuten darauf hin, dass großräu-

mige Bestandstrends nicht zwingend auf kleinräumiger Ebene übertragbar sind. Vermutlich beeinflussen bislang unzureichend untersuchte ökologische, populationsbiologische oder mikroklimatische Faktoren die Eignung eines Areals als Bruthabitat und bestimmen damit die Kapazität des Gebiets für Zaunammern. Ob der Bestand auf „Neuleiningen N“ weiter ansteigen wird oder ob die Lebensraumkapazität für Zaunammer auf dieser Fläche bereits ausgeschöpft ist, bedarf weiterer Untersuchungen.

Die aktuelle großräumige Bestandszunahme wird, wie vor 50 Jahren, auf günstige Witterungsbedingungen zurückgeführt, die heute durch den Klimawandel erklärt werden (z. B. Schuphan 2018, 2020; Schlotmann & Dietrich 2012). Die Zaunammer reiht sich damit in die Gruppe ursprünglich mediterran verbreiteter Vogelarten ein, die ihr Brutareal nach Norden ausgedehnt haben (z. B. Schuster 2013/2014). Jedoch anders als beispielsweise der Bienenfresser, der von warmen, trockenen Sommern profitiert (Bastian & Bastian 2024), ist die Zaunammer als überwiegende Standvogelart sowohl von der Sommer- als auch von der Winterwitterung abhängig. Die durch den Klimawandel bedingten häufigeren milden, schneearmen Wintern wirken sich positiv auf die Bestände der Zaunammer aus, da dadurch der für das Überleben der Art wichtige Zugang zu verunkrauteten Nahrungsflächen auch im Winter gegeben ist (Frey 1970; Groh 1975; Evans et al. 1997; Schlotmann & Dietrich 2012; Jeffs et al. 2016). In Südeuropa, wo der Zugang zu Nahrungshabitaten ganzjährig gesichert ist, korreliert die Brutdichte mit der Niederschlagsmenge im Winter, nicht jedoch, wie in unserer Region, mit der Wintertemperatur (Ponz et al. 1996).

Der Bruterfolg der Zaunammer hängt maßgeblich von der Verfügbarkeit geeigneter Insektennahrung für die Nestlinge ab Anfang Mai ab, wobei sich die Zusammensetzung des Nahrungsangebots im Verlauf der Brutseason verändert (Evans et al. 1997). Jungvögel aus frühen Bruten wurden überwiegend mit Spinnen, Raupen und Käfern gefüttert, während in späteren Bruten vermehrt Heuschrecken und Grillen dominierten. Da die Insektenhäufigkeit positiv mit der Umgebungstemperatur korreliert, wirken sich die durch den Klimawandel bedingten zunehmend warmen und trockenen Sommer positiv auf Verbreitung, Phänologie und Abundanz von Arthropoden aus (z. B. Arbeiter et al. 2016; Landmann 2017; Löffler et al. 2019; Welti et al. 2022). Während es bei vielen Langstreckenziehern durch die verfrühte Nahrungsverfügbarkeit häufig zu phänologischen Mismatches zwischen Nahrungsangebot und -bedarf kommt (z. B. Carey 2009; Both 2010), scheint die Zaunammer – insbesondere an wärmebegünstigten Brutstandorten – von einem frühzeitig reichhaltigen Insektenangebot zu profitieren.

4.4 Fazit

Die klimawandelbedingten milden, schnee- und frostarmen Winter sowie die trocken-heißen Sommer schaf-

fen in strukturreichen Steilhängen, die von Hecken durchzogen sind und an Weinanbau- oder Offenlandflächen angrenzen, ideale Lebensräume für die Zaunammer. Die Bedingungen an solchen Idealstandorten fördern den Bruterfolg sowie daraus folgend das Bestandswachstum und die Arealausweitung in Deutschland.

Neben Topografie, Witterung und Habitatstrukturen als Treiber der Bestandsdynamik, sind weitere Daten zum Ansiedlungsverhalten, zur nachbrutzeitlichen Dismigration, zur generellen Raumnutzung im Jahresverlauf sowie zum Lebenszyklus der Zaunammer erforderlich, um die multikausalen Zusammenhänge bei der Besiedlung neuer Standorte und der Expansionsdynamik der Art besser zu verstehen. Mit dem fortschreitenden Klimawandel ist zu erwarten, dass die Zaunammer in Deutschland zunehmend weitere klimatisch begünstigte Regionen besiedeln wird. Weitere Nachweise aus dem Saarland, Hessen oder erste Brutansiedlungen in Sachsen oder Sachsen-Anhalt wären daher wenig überraschend. In diesen Regionen sollte künftig verstärkt auf den markanten Gesang der Zaunammer in sonnigen und strukturierten Steilhängen geachtet werden.

5 Dank

Wir danken zwei anonymen Gutachtern für ihre wertvollen Kommentare und Hinweise.

6 Zusammenfassung

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich das Brutareal der ursprünglich vor allem im westlichen Mittelmeerraum verbreiteten Zaunammer *Emberiza cirulus* deutlich ausgebreitet. Seit Ende der 1990er Jahre gilt der Haardtrand in Rheinland-Pfalz als eines der bedeutendsten Brutgebiete der Art in Deutschland. Vermutlich ausgehend von dieser Region begann etwa ab dem Jahr 2010 eine weitere Ausbreitung innerhalb von Rheinland-Pfalz und darüber hinaus.

Zwischen 2022 und 2024 wurden auf zwei Untersuchungsflächen bei Grünstadt (Pfalz) Brutvorkommen erfasst, um die Bestandsentwicklung, Revierverteilung sowie topografische und lebensraumstrukturelle Einflussfaktoren auf die Revierdichte zu analysieren. Die Kartierungen erfolgten bei günstigen Witterungsbedingungen, überwiegend im April und Mai. Dabei kamen Klangattrappen zum Einsatz, wodurch bereits nach einer einzigen Begehung eine Erfassungsrate von 87 % der Reviere erzielt wurde.

Auf der 676 Hektar großen Fläche „Grünstadt NW“ wurde im Jahr 2024 ein Bestand von 60,5 Revieren festgestellt, was einer mittleren Siedlungsdichte von 0,89 Revieren pro 10 Hektar entspricht. Auf einer 133 Hektar großen Teilfläche nahm die Revieranzahl seit 2020 um 52 % zu – ein durchschnittlicher Zuwachs von zwei Revieren pro Jahr. Auf der 41,3 Hektar großen Fläche „Neuleiningen N“ blieb der Bestand zwischen 2022 und 2024 weitgehend konstant bei 7 bis 8 Revieren, entsprechend einer Dichte von 1,70 bis 1,94 Revieren pro 10 Hektar. Die Revierdichte zeigte eine signifikante Korrelation mit der Hangneigung des Geländes. Besonders in steilen Lagen (> 20 %) war die Revierdichte erhöht und erreichte Maximalwerte von bis zu 5,7 Revieren pro 10 Hektar. Zwischen flachen

und mäßig geneigten Hängen konnten hingegen keine signifikanten Unterschiede der Revierdichte festgestellt werden.

Es bestand eine deutliche Korrelation zwischen Heckenanteil und Hangneigung, die sich durch die historische Aufgabe des Steillagenweinbaus und die anschließende natürliche Verbuschung erklären lässt. Eine Korrelation zwischen Revierdichte und Heckenanteil konnte hingegen nicht nachgewiesen werden, da die Zaunammer auch in gebüschreichen Steillagen bevorzugt Habitatbereiche mit aufgelockerter Heckenstruktur wählt.

Zaunammern präferieren mit Hecken bewachsene, süd- bis südostexponierte Steilhänge, die sich durch ein trockenwarmes Mikroklima auszeichnen - Bedingungen, die sich günstig auf Phänologie und Abundanz von Arthropoden auswirken. Die klimatischen Veränderungen der letzten Jahre, insbesondere milde Winter und heiße Sommer, sind deswegen wahrscheinlich auch Treiber des positiven Bestandstrends der Zaunammer. Jedoch sind weitere Forschungen zum Lebenszyklus, der Raumnutzung und Populationsökologie der Art erforderlich, um die multikausalen Zusammenhänge bei der Besiedlung neuer Standorte und der Expansionsdynamik besser zu verstehen.

7 Literatur

- Anthes N, Götz H, Ströhle G & Schöffski N 2024: Ornithologischer Sammelbericht für die Region Neckar-Alb (Landkreise Tübingen, Reutlingen, Zollernalb) - Berichtszeitraum Januar bis Juni 2024. <https://www.ogbw.de/regionale-ag/oag-tuebingen/downloads>. Download am 19.10.2024.
- Arbeiter S, M Schulze, P Tamm & Hahn S 2016: Strong cascading effect of weather conditions on prey availability and annual breeding performance in European bee-eaters *Merops apiaster*. *J. Ornithol.* 157: 155–163.
- Bairlein F & Metzger B 2014: Klimawandel, Zugvögel und ihre Rolle bei der Verbreitung von Infektionskrankheiten – zunehmende »Gefahr« in Zeiten klimatischer Veränderung? In: Lozán JL, Grassl H, Karbe L & Jendritzky G (Hrsg.) Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage, Kap. 3.2.9 - www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de.
- Bastian A & Bastian H-V 2020: Neue Vorkommen der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) nordwestlich von Grünstadt – Verbreitung und Methodenanalyse. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 14: 395–414.
- Bastian H-V & Bastian A 2024: European Bee-eater (*Merops apiaster*), version 3.0. In: Billerman SM & Keeney BK (Hrsg.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.eubeat1.03>.
- Bergmann F, Eisengrein Wv, Gabler E, Hüttl J & Schneider F 2003: Brutzeitverbreitung und Bestand der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Südbaden. *Natursch. südl. Oberrhein* 4: 1–10.
- Bezzel E 1982: Vögel in der Kulturlandschaft. E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Bezzel E 1985: Zaun- und Zippammer (*Emberiza cirulus*, *E. cia*) im Werdenfelser Land / Oberbayern. *Garmischer vogelkundl. Ber.* 14: 20–29.
- Both C 2010: Food availability, mistiming, and climate change. In: Möller A, Fiedler W & Berthold P (Eds.). *The effect of climate change on birds*. Oxford University Press, New York. 129–147.
- Bradbury RB, Bailey CM, Wright D & Evans AD 2008: Wintering Cirl Buntings *Emberiza cirulus* in southwest England select cereal stubbles that follow a low-input herbicide regime. *Bird Study* 55: 23–31.
- Carey C 2009: The impacts of climate change on the annual cycles of birds. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364: 3321–3330.
- Copete JL 2020: Cirl Bunting (*Emberiza cirulus*), version 1.0. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA & de Juana E (Hrsg.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.cirbun1.01>.
- DDA 2024: Monitoring seltener Brutvögel - Feedback zur Zaunammer-Saison 2024. www.dda-web.de/downloads/msb/feedback/2024/MsB_Feedback_Zaunammer_2024.pdf. Download am 19.10.2024.
- Emig-Brauch A 2022: Ausbreitungsverhalten der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) an der hessisch-badischen Bergstraße. *Jb. Natsch. Hessen* 21: 43–44.
- Ellwanger G 2024: Einwanderung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in das Ahrtal (Landkreis Ahrweiler, Rheinland-Pfalz). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 15: 477–487.
- Engler JO, Roderus D, Elle O, Secondi J & Hochkirch A 2013: Zeitlicher Vergleich der genetischen Struktur von Arealrandpopulationen beim expansiven Orpheusspötter *Hippolais polyglotta*. *Vogelwarte* 51: 179–184.
- Engler JO & Stiel D 2016: Arealdynamik von Vögeln im globalen Wandel. *Vogelwarte* 54: 27–44.
- Evans AD, Buckingham DL & Evans J 1997: Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of Cirl Buntings in England. *Bird Study* 44: 66–79.
- Federschmidt A 1988: Zu Verbreitung und Habitatwahl der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Südbaden. *Ökol. Vögel* 10: 151–164.
- Folz H-G & Laubengaier S 2022: Neue Fundorte und Brutnachweise der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Umfeld des Ober-Hilbersheimer Plateaus, Rheinhessen. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 14: 1679–1682.
- Frey H 1970: Tiergeographische Untersuchungen über säkulare quantitative und qualitative Veränderungen im Brutvogelbestand der Oberrheinischen Tiefebene und der Wetterau. *Decheniana Beih.* 16: 1–177.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer K 1997: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 14, Passeriformes (5. Teil). III: *Emberizidae*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Groh G 1975: Zur Biologie der Zaunammer (*Emberiza cirulus* L.) in der Pfalz. *Mitt. Pollichia* 63: 72–139.
- Henkes W & Kohler A 2022: Erster Brutnachweis des Seidensängers *Cettia cetti* in Rheinland-Pfalz bei Ingelheim am Rhein. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 14: 1345–1358.
- Hölzinger J 1997: Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 3.2. Singvögel 2. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Honold J & Günther J 2020: Zaunammer – *Emberiza cirulus*. In: Weixler K, Fünfstück H-J & Schmolz M (Hrsg.) *Seltene Brutvögel in Bayern 2018 & 2019 - 7. Bericht*. *Otus* 11: 47–48.
- Janz U 2022: Bestandsentwicklung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in den Brutgebieten am Haardtrand (Rheinland-Pfalz) von 2009 bis 2022. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 14: 1383–1394.
- Janz U & Grüneberg C 2010: Bestand und Verbreitung der Zaunammer in Rheinland-Pfalz. *DDA-Monitoring-Rundbrief* 2/2010: 8–10.

- Janz U, Platz V & Post M 2008: Bestand und Verbreitung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11: 357–375.
- Jeffs C, Davies M, Carter I, Gregson J, Sainsbury A & Lister J 2016: Reintroducing the Cirl Bunting to Cornwall. Brit. Birds 109: 374–388.
- Jensen C 2016: Erste erfolgreiche Brut der Zaunammer *Emberiza cirulus* nach 31 Jahren in Bayern. Orn. Anz. 55: 42–46.
- Kircher S & Wirsing T 2023: Methodenvergleich zur Erfassung des Wendehalses *Jynx torquilla* im Hinblick auf die Etablierung eines Monitorings in Baden-Württemberg. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 39: 1–21.
- König C, Busch M, Stübing S & Wahl J 2023: Brütende Kuhreihher, wenige Wachtelkönige, viele Seltenheiten. Der Falke 70/11: 35–41.
- Kottolinsky E, Maak N & Steinbrink R 2010: Erster Zaunammer-Brutnachweis in Nordrhein-Westfalen seit über 50 Jahren. Charadrius 46: 224–226.
- Landmann 2017: Sommerfrische in den Bergen: Jahreszeitliches Auftreten der Heuschrecken Österreichs. Denisia 39: 111–135.
- Laubengaier S 2021: Bestandserfassung von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) südlich von Bingen am Rhein bei Bad Kreuznach (Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 853–861.
- Laubengaier S 2023: Bestandsausbreitung der Zaunammer - Revierkartierung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im nordwestlichen Rheinhessen. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 15: 99–102.
- Laubengaier S, Englert J, Krauss M, Spatz N & Rademacher M 2022: Bestandserfassung und Monitoring von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) - Zwischenbericht des Ammern-Projekts der Technischen Hochschule Bingen am Rhein. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 1395–1407.
- Laubengaier S & Janz U 2020: Bestandserfassung von Zaun- (*Emberiza cirulus*), Zipp- (*E. cia*) und Goldammer (*E. citrinella*) im Landkreis Mainz-Bingen (Rheinland-Pfalz). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 14: 529–538.
- Löffler F, Poniatowska D & Fartmann T 2019: Orthoptera community shifts in response to land-use and climate change – Lessons from a long-term study across different grassland habitats. Biol. Conserv. 236: 315–323.
- Morelli F, Pruscini F & Santolini R 2014: Habitat preferences and spatial overlap between three species of Buntings (*Emberiza hortulana*, *Emberiza cirulus*, *Miliaria calandra*) in farmlands of central Italy. Pol. J. Ecol. 62: 303–313.
- Petry W 1937: Zum Vorkommen der Zaunammer im Rheingebiet. Decheniana 95B: 147–156.
- Pfeifer S 1938/1939: Die Zaunammer, *Emberizus cirulus* L., Brutvogel im Maingau? Luscinia 22: 23.
- Ponz A, Barba E & Jil-Delgado JA 1996: Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirulus* in eastern Spain. Bird Study 43: 38–46.
- Schidelko K, Schröter A & Stiels D 2009: Erster Nachweis der Zaunammer *Emberiza cirulus* in Nordrhein-Westfalen nach fast 50 Jahren. Charadrius 45: 20–26.
- Schlotmann F & Dietrich E 2012: Die Avifauna der Weinanbaugebiete in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 629–702.
- Schuster S 2013/2014: Arealverschiebungen durch den Klimawandel. Ökol. Vögel 35/36: 401–422.
- Schuphan I 2014: Die Zaunammer *Emberiza cirulus* im Wettstreit um den Lebensraum der Zippammer *Emberiza cia* und der Goldammer *Emberiza citrinella* am Oberen Mittelrhein: Unerwartete Besiedlung des Mittleren Rheingaus. Vogelwarte 52: 13–18.
- Schuphan I 2017: Die Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Unteren Rheingau: Anhaltende Ausbreitung und Zunahme der Populationsdichte neben der Zipp- und Goldammer bis ins Jahr 2015. Vogel Umwelt 22: 15–24.
- Schuphan I 2018: Arealausdehnung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im Zippammer (*Emberiza cia*)-Habitat des Unteren Rheingaus als mögliche Folge der Klimaerwärmung (Stand 2017). Vogel Umwelt 23: 63–74.
- Schuphan I 2020: Einwanderung der Zaunammer *Emberiza cirulus* im Zippammer *Emberiza cia*- und Goldammer *Emberiza citrinella* - Habitat des Unteren Rheingaus als mögliche Folge der klimabegünstigten Populationsentwicklung in der nahen Pfalz. Vogelwarte 58: 373–380.
- Schuphan I & Flehmig B 2013: Ausbreitung der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) im traditionellen Populationsgebiet der Zippammer (*Emberiza cia*) im Unteren Rheingau zwischen Rüdesheim und Assmannshausen. Vogel Umwelt 20: 3–13.
- Schuphan I & Weschbach A 2023: Ein unerwarteter Nutzen der Klimaerwärmung: Die Zaunammer überrennt die Weinberge des Rheingaus. Der Falke 70/5: 7 – 9.
- Stiels D, Bastian H-V, Bastian A, Schidelko K & Engler JO 2021: An iconic messenger of climate change? Predicting the range dynamics of the European Bee-eater (*Merops apiaster*). J. Ornithol. 162: 631–644.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Schikore T, Schröter K & Sudfeldt C 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Taheri S, Naimi B & Araújo MB 2024: climetrics: an R package to quantify multiple dimensions of climate change. Ecology: e07176. <https://doi.org/10.1111/ecog.07176>.
- Trautmann S, Laube I, Schwager M & Böhning-Gaese K 2013: Sind Vögel vom Klimawandel gefährdet? – Modellierung des Einflusses des Klimawandels auf Vögel. In: Bundesamt für Naturschutz (Hg.): Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel. Risiken und Handlungsoptionen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 129: 103–121.
- Voous KH 1962: Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Ein tiergeographischer Atlas über die Lebensweise aller in Europa brütenden Vögel. Paul Parey Verlag, Hamburg & Berlin.
- Welti EAR, Zajicek P, Frenzel M, Ayasse M, Bornholdt T, Buse J, Classen A, Dziock F, Engelmann RA, Englmeier J, Fellendorf M, Förchler MI, Fricke U, Ganuza C, Hippke M, Hoenselaar G, Kaus-Thiel A, Kerner J, Kilian D, Mandery K, Marten A, Monaghan MT, Morkel C, Müller J, Puffpaff S, Redlich S, Richter R, Rojas-Botero S, Scharnweber T, Scheiffarth G, Schmidt Yanez P, Schumann R, Seibold S, Steffan-Dewenter I, Stoll S, Tobisch C, Twietmeyer S, Uuler J, Vogt J, Weis D, Weisser WW, Wilmking M & Haase P 2022: Temperature drives variation in flying insect biomass across a German malaise trap network. Ins. Conserv. Divers. 15: 168–180.
- Wille V, Krause T & Krischer O 2020(2021): Der Seidensänger *Cettia cetti*: eine neue Brutvogelart etabliert sich in Nordrhein-Westfalen und Deutschland. Charadrius 56: 68–81.
- Zaiontz C 2023: Real Statistics Using Excel. www.real-statistics.com

Einfluss verschiedener Habitat- und Landschaftsparameter auf röhrichtbrütende Singvögel in ausgewählten Schilfröhrichten Niedersachsens

Felix Zitzmann & Sören Budig

Zitzmann F, Budig S 2025: Influence of different habitat and landscape parameters on reed-breeding songbirds in selected reedbeds in Lower Saxony. *Vogelwarte* 63: 115–130.

Reedbeds are important breeding, resting and feeding habitats for birds and are therefore of high value for species protection. However, reedbeds have been drastically reduced in the past and the remaining sites are exposed to a variety of pressures today. Therefore, it is particularly important that reedbeds are not only protected from further destruction, but also provide the best possible habitat quality. In this study, we aimed to assess the importance of reedbeds with different characteristics as habitats for reed-breeding songbirds and to analyze the extent to which surrounding land use and habitat features influence their use by breeding birds, using selected reedbeds in Lower Saxony (Northern Germany) as an example. Based on the results, recommendations for the protection, maintenance and establishment of reedbeds and for the promotion of their specialized avifauna are derived. Surveys were conducted in 24 reedbeds located in the districts of Cuxhaven, Wesermarsch, and the Hannover region. Within these sites, 39 standardized sub-areas (“stands”) were selected and examined using a combination of point-stop mapping and territory mapping methods, focusing exclusively on songbirds. In addition, various habitat characteristics within the surveyed reedbed stands and landscape parameters (i.e. proportions of different land uses and habitat types) in their surroundings were recorded and analyzed with regard to their influence on breeding birds. We recorded a total of 17 songbird species with 194 territories, including six reedbed breeders with 152 territories (78% of all territories). Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and Reed bunting (*Emberiza schoeniclus*) were present in almost all stands. Bluethroat (*Luscinia svecica cyaneola*) and Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) occurred in 30–40% of stands but were completely absent from the Hannover region. Bearded tit (*Panurus biarmicus*) and Savi’s warbler (*Locustella luscinioides*) were only rarely detected. Reed stands in Cuxhaven and Wesermarsch contained significantly higher numbers of reedbed breeders than those in the Hannover region. At stand level, high proportions of old-growth reed and non-reed-dominated grass and herbaceous vegetation had a positive effect on the group of reedbed breeders (six species), while higher proportions of woody vegetation and open water patches had a negative effect. In the surrounding landscape, high proportions of old-growth reeds were also beneficial, whereas extensive areas of woody habitats had a negative influence on reedbed breeders. The key implications for the conservation and promotion of reed-breeding songbirds derived from our study are, that increasing scrub encroachment in reedbeds is associated with a decline in habitat quality, highlighting the need for active management to prevent succession. At the same time, high proportions of old-growth reed and non-reed-dominated grass and herbaceous vegetation are of great importance, which emphasizes the fact that measures such as reed mowing should not be carried out too frequently or over large areas in order to provide high proportions of these critical structures. Furthermore, the negative effect of higher proportions of woody habitats in the immediate surroundings underscores the importance of situating reedbeds within open landscapes and avoiding proximity to large wooded areas when creating new reed habitats.

✉ FZ: Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover, Deutschland,
E-Mail: zitzmann@umwelt.uni-hannover.de

SB: Leibniz Universität Hannover, Institut für Zellbiologie und Biophysik, Abteilung Biostatistik, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover, Deutschland

1 Einleitung

Schilfröhrichte stellen wichtige Brut-, Rast- und Nahrungshabitate für Vögel dar und sind von hohem Wert für den ornithologisch orientierten Artenschutz (Bibby & Lunn 1982; Flade 1994; Poulin et al. 2002). In der Vergangenheit, insbesondere im 20. Jahrhundert, wurden Feuchtgebiete – und damit auch Schilfröhrichte – weltweit und besonders in (Mittel-)Europa durch menschliche Eingriffe jedoch stark reduziert (Davidson 2014; Kollmann 2019). Gerade für die hochgradig auf diesen Lebensraum spezialisierten Röhrichtbrüter

(bspw. Bartmeise *Panurus biarmicus*, Rohrschwirl *Locustella luscinioides*, Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus*) waren und sind solche Verluste besonders gravierend, da sie ausschließlich Röhrichtbestände als Bruthabitat nutzen und somit – anders als weniger spezialisierte Arten – nicht einfach in andere Lebensräume ausweichen können (Flade 1994). In Deutschland sind die verbliebenen Schilfröhrichte zwar mittlerweile flächendeckend vergleichsweise streng als gesetzlich geschützte Biotope geschützt (Czybulka & Kölsch 2016). Dennoch sind sie weiterhin zahlreichen Beeinträchtigungen ausgesetzt, bspw. der Verbuschung (Flade

1994; Nemeth & Dvorak 2022), einer stellenweise intensiven Mahd zur Reetgewinnung (Kube & Probst 1999), Schädigungen durch Freizeitnutzung, Tourismus und Schifffahrt, Nährstoffbelastungen oder Parasitenbefall (Den Hartog et al. 1989; Ostendorp et al. 1995; van der Putten 1997; Kollmann 2019) – und daher oftmals in ihrer Lebensraumfunktion und -qualität eingeschränkt (Bibby & Lunn 1982; Flade 1994; Nemeth & Dvorak 2022). Zudem ist die Entwicklung neuer Röhrichte aufgrund der eingeschränkten Gewässerdynamik und konkurrierenden Nutzungsansprüchen in und an Gewässern im dicht besiedelten Mitteleuropa nur begrenzt möglich (vgl. Vadász et al. 2008). Umso wichtiger ist es daher, dass noch bestehende Röhrichte nicht nur vor einer weiteren direkten Zerstörung bewahrt werden, sondern auch eine möglichst hohe Lebensraumqualität aufweisen (Orłowski & Górka 2013).

Neben den Eigenschaften der Röhrichte kann auch deren Umgebung einen großen Einfluss auf ihre Funktion und Qualität als Lebensraum haben (Orłowski & Górka 2013). Angrenzende Landnutzungen und Lebensräume können die Nutzung von Schilfröhrichten durch Vögel sowohl positiv als auch negativ beeinflussen. Dabei könnten insbesondere kleinere und isolierte Röhrichte, die heute aufgrund des starken Rückgangs dieses Lebensraumtyps vielerorts die Landschaft prägen, anfällig für Beeinträchtigungen, bspw. angrenzende Verkehrsinfrastruktur, Bebauung oder intensive landwirtschaftliche Nutzung, sein (Orłowski & Górka 2013). Gleichzeitig sind solche kleinen Restbestände oftmals nicht in der Lage, die vielfältigen Ansprüche einiger Arten vollständig zu erfüllen, weshalb viele Vögel auch die umgebende Landschaft in ihre Habitatnutzung einbeziehen und daher von deren Eignung sowie dem Vorhandensein bestimmter Strukturen und Lebensräume, beispielsweise zur Nahrungssuche, abhängig sind (Flade 1994; Orłowski & Górka 2013; Fontanilles et al. 2024).

Vor diesem Hintergrund ist es unerlässlich, nicht nur die Eigenschaften von Röhrichten selbst, sondern auch die Rolle der Umgebung bei der Bewertung der Habitatqualität und -funktion von Schilfröhrichten mit einzubeziehen. Um langfristig intakte Lebensräume für hochspezialisierte Röhrichtbrüter zu sichern und wiederherzustellen, bedarf es eines integrativen Ansatzes, der sowohl die Beschaffenheit von Röhrichten als auch deren angrenzende Landschaft berücksichtigt. Nur durch ein umfassendes Verständnis der komplexen Wechselwirkungen zwischen diesen Habitaten und ihrer Umgebung lassen sich effektive Schutz- und Managementmaßnahmen für Schilfröhrichte und deren spezialisierte Vogelfauna ableiten (vgl. Orłowski & Górka 2013). Dies ist sowohl vor dem Hintergrund der Renaturierung bestehender Röhrichte (bspw. im Zuge des neuen EU-Renaturierungsgesetzes) als auch im Rahmen der Neuanlage von Röhrichten (bspw. im Rahmen von Paludikulturen (vgl. Wichtmann et al. 2016) oder im

Zuge artenschutzrechtlicher Maßnahmen für Röhrichtbrüter) von zentraler Bedeutung.

Ziel unserer Untersuchung ist es daher – am Beispiel ausgewählter Schilfröhrichte in Niedersachsen – zu analysieren, welche Bedeutung Röhrichtbestände mit unterschiedlichen Eigenschaften als Lebensraum für Brutvögel aufweisen und inwiefern Landnutzung und Lebensraumausstattung in der unmittelbaren sowie der weiteren Umgebung Einfluss auf deren Nutzung durch Brutvögel nehmen. Der Fokus der Untersuchung liegt dabei auf Singvögeln, da unter diesen mehrere Arten („Röhrichtbrüter“) sind, die in hohem Maße auf den Lebensraum Röhricht spezialisiert und angewiesen sind. Im Rahmen dieser Arbeit möchten wir folgende Forschungsfragen beantworten:

- Welche Singvögel (alle Arten) und welche Röhrichtbrüter nutzen die untersuchten Röhrichtbestände als Bruthabitate?
- Wie stetig und häufig kommen verschiedene Röhrichtbrüter-Arten in den betrachteten Röhrichtbeständen vor und gibt es Unterschiede hinsichtlich ihrer regionalen Verbreitung und Häufigkeit?
- Welche Eigenschaften der Röhrichtbestände beeinflussen deren Habitatfunktion und -qualität für Singvögel im Allgemeinen und für Röhrichtbrüter im Speziellen?
- Wie wirken sich Landnutzung und Lebensraumausstattung in der direkten und weiteren Umgebung der Röhrichtbestände auf die Habitatnutzung von Singvögeln im Allgemeinen und von Röhrichtbrütern im Speziellen aus?
- Welche Implikationen ergeben sich aus den Ergebnissen für den Schutz, die Renaturierung oder die Neuanlage von Schilfröhrichten zur Förderung röhrichtbrütender Singvögel?

2 Untersuchungsflächen und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen erfolgten in ausgewählten Schilfröhrichten in den niedersächsischen Landkreisen Cuxhaven, Wesermarsch und der Region Hannover (Abb. 1A). Insgesamt wurden 24 Schilfröhrichte in die Untersuchung einbezogen, davon jeweils acht in den drei untersuchten Landkreisen (Anhang 1). Die Größe der Röhrichte lag zwischen 1 und 100 ha (Mittelwert: 13,5; Median: 5,6). Innerhalb dieser Röhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen (im Folgenden „Bestände“), die, um einen möglichst hohen Grad der Standardisierung und damit der Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse zu erreichen, jeweils die Größe eines Halbkreises mit 50 m Radius (entspricht einer Fläche von knapp 0,4 ha) aufwiesen (Abb. 1B). In größeren Schilfröhrichten (>5 ha) wurden, wenn möglich, Erfassungen in mehreren Teilbereichen durchgeführt (Abb. 1B), sodass Brutvogelerfassungen in insgesamt 39 Beständen einheitlicher Größe erfolgten; davon befanden sich 9 in der Region Hannover, 16 im LK Cuxhaven und 14 im LK Wesermarsch.

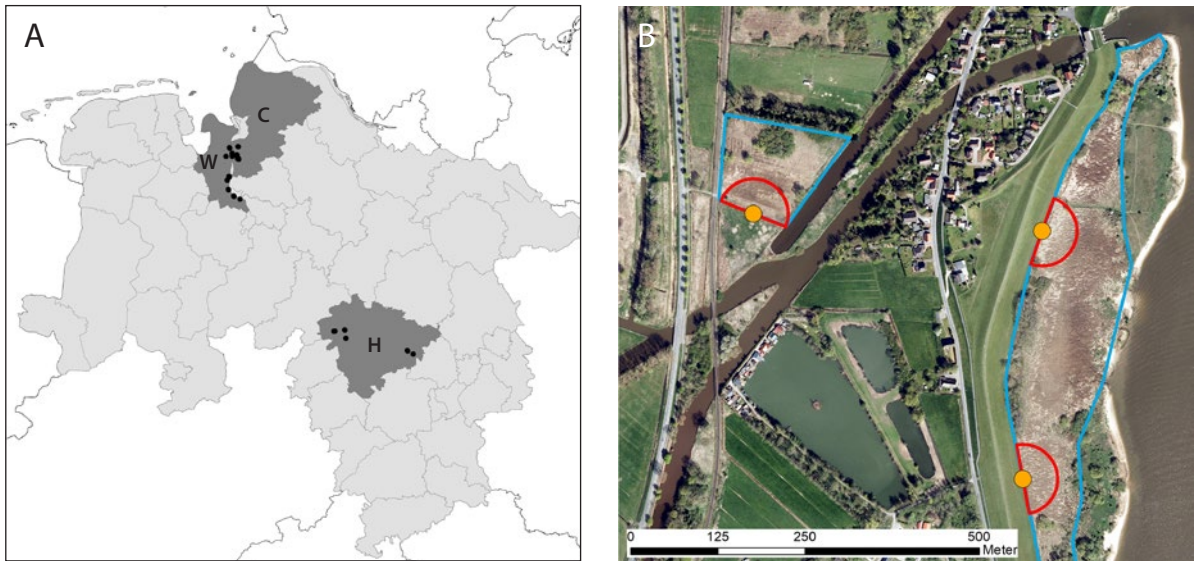


Abb. 1: A) Lage der betrachteten Schilfröhrichte ($n = 24$) in den niedersächsischen Landkreisen Wesermarsch (W), Cuxhaven (C) und in der Region Hannover (H). B) Beispiel zweier untersuchter Schilfröhrichte (blau umrandet) im Landkreis Wesermarsch. Innerhalb der betrachteten Schilfröhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen („Bestände“), die dieselbe Größe (Halbkreis mit 50 m Radius) aufwiesen. In großen Schilfröhrichten (>5 ha) wurden, wenn möglich, Erfassungen in verschiedenen Teilbereichen durchgeführt, sodass Brutvogelerfassungen in insgesamt $n = 39$ Beständen einheitlicher Flächengröße erfolgten. Die Erfassungen von Brutvögeln in diesen Beständen erfolgte an fünf Terminen zwischen Ende April und Anfang Juli von einem festen Erfassungspunkt (orange) aus. Hintergrundkarte: Digitales Orthophoto des Landesamtes für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen. – A) Location of the studied reedbeds ($n = 24$) in the districts of Wesermarsch (W), Cuxhaven (C) and the Hanover region (H) in Lower Saxony. B) Example of two reedbeds surveyed (outlined in blue) in the district of Wesermarsch. Within the investigated reedbeds, breeding bird surveys were carried out on smaller sub-areas („stands“), which had the same size (semicircle with a 50 m radius, shown in red). In large reedbeds (>5 ha), surveys were carried out in different sub-areas where possible, so that breeding birds were recorded in a total of $n = 39$ stands of uniform size. Breeding bird surveys in these stands were carried out on five dates between the end of April and the beginning of July from a permanent survey point (orange).

Die Kriterien für die Auswahl der zu untersuchenden Röhrichte waren eine Mindestgröße von einem Hektar, dass diese zu Fuß zugänglich und mit dem PKW (bis in max. 500 m Entfernung zum Röhricht) erreichbar sind und dass eine Betretung der zum Erreichen der Röhrichte erforderlichen Flächen außerhalb von Wegen erlaubt ist. Dies schloss zahlreiche Röhrichte aus, u. a. solche, die nur über Grünländer in Schutzgebieten mit Betretungsverbot außerhalb von Wegen erreichbar sind oder solchen, die auf Privatgrundstücken liegen oder nur von Privatgrundstücken aus erreichbar sind. Zudem sollten die zu untersuchenden Röhrichte sowohl eine möglichst große Bandbreite verschiedener Eigenschaften (u. a. hinsichtlich Flächengröße, Schilfmahd, Grad der Verbuschung) als auch die drei Röhricht-Typen i) Landröhricht sowie ii) Wasserröhricht an Fließ- und iii) Stillgewässern repräsentieren. Anhand von Luftbildern wurde in den drei Landkreisen eine Vorauswahl getroffen, wobei sich in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven aufgrund der zahlreich vorhandenen Röhrichte auf die Weser und deren Umgebung (max. 5 km) beschränkt wurde, während in der Region Hannover zunächst alle Röhrichte >1 ha berücksichtigt

wurden. Die im Rahmen dieser Vorauswahl ermittelten Röhrichte wurden im Gelände besichtigt, um deren Eignung im Hinblick auf die o. g. Kriterien zu überprüfen und anschließend eine endgültige Auswahl getroffen. In der Region Hannover repräsentieren die ausgewählten Flächen das gesamte Spektrum vorhandener Röhrichte. Die Verfügbarkeit war hier ohnehin gering, sodass ein Großteil der möglichen Flächen auch tatsächlich in die Untersuchung einbezogen werden konnte. In den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven war die Verfügbarkeit hingegen wesentlich höher, sodass hier entsprechend der o. g. Kriterien und Vorgehensweise eine repräsentative Auswahl an Röhrichten verschiedener Eigenschaften und Typen getroffen wurde.

Die untersuchten Röhrichte in der Region Hannover lagen schwerpunktmäßig in der Leineau, am Steinhuder Meer und an den ehemaligen Klärteichen der Zuckerfabrik Lehrte. In den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch handelte es sich bei den untersuchten Flächen um innen- sowie außendeichs gelegene Röhrichte an der Weser (teilweise mit regelmäßiger Schilfmahd im Winter), verschiedene Landröhrichte



Abb. 2: Beispiele untersuchter Schilfröhrichte: A) Außendeichs gelegenes Röhricht an der Unterweser, LK Wesermarsch. B) Außendeichs gelegene Schilfmahdfläche an der Unterweser, LK Cuxhaven. C) Schilfröhricht im Verlandungsbereich des Steinhuder Meeres, Region Hannover. D) Nach Nutzungsaufgabe eines Grünlandes entstandenes Landröhricht, LK Cuxhaven. Innerhalb der betrachteten Schilfröhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen („Bestände“) einheitlicher Flächengröße (Abb. 1B) – *Some examples of reedbeds studied: A) Reedbed on the outer dyke on the Lower Weser, Wesermarsch district. B) Reedbed on the outer dyke on the Lower Weser, Cuxhaven district. C) Reedbed in the siltation area of the Steinhuder Meer, Hannover region. D) Reedbed following abandonment of a grassland, Cuxhaven district. Within the considered reedbeds, breeding bird surveys were carried out on smaller sub-areas (“stands”) with uniform (Fig. 1B).* Photos A, C und D: Felix Zitzmann, Photo B: Till Jonas Linke.

sowie verlandete Klärteiche eines ehemaligen Ziegelwerks. Eine Liste der untersuchten Röhrichte und Bestände mit Angaben zu deren Lage befindet sich in Anhang 1.

2.2 Methoden

2.2.1 Erfassung Habitat- und Landschaftsparameter

Um zu testen, welchen Einfluss verschiedene Eigenschaften der untersuchten Bestände ($n = 39$) und der sie umgebenden Landschaft auf das Vorkommen von Brutvögeln – insbesondere Röhrichtbrütern – haben, wurden unterschiedliche Parameter durch Erfassungen im Gelände und Luftbilddauswertungen erhoben. Die Erfassungen erfolgten auf drei räumlichen Ebenen: Innerhalb der Bestände (Halbkreis mit 50 m Radius, „Habitatenebene“) sowie in deren direktem (100 m Puffer um die Bestände) und weiterem (500 m Puffer um den

Erfassungspunkt) Umfeld. Bei der Auswahl möglicher Einflussparameter wurde sich an Bibby & Lunn (1982) sowie Orłowski & Górka (2013) orientiert.

Innerhalb der untersuchten Bestände wurden folgende Strukturmerkmale und Habitattypen abgegrenzt und deren prozentualer Anteil an der Bestandsfläche ermittelt:

- Schilfröhricht, ungemäht („Altschilf“)
- Schilfröhricht, gemäht (im vorherigen Winter gemähtes Schilfröhricht)
- Gras-Krautvegetation (Gras- und krautgeprägte Vegetation wie Brennesseln, Rohrglanzgras, Mädesüß, Seggen; nicht schilfdominiert)
- Offene Wasserfläche
- Büsche/Gebüsch (Gehölze < 5 m Höhe)
- Bäume/Baumgruppen (Gehölze > 5 m Höhe)
- Länge der Grenzlinie zu offenem Wasser (in m)

Für jedes betrachtete Schilfröhricht ($n = 24$, vgl. Abb. 1) wurde die Flächengröße ermittelt (Größe des gesamten Schilfröhrichts, in dem sich der untersuchte Bestand befand). Beständen innerhalb desselben Schilfröhrichts wurde bei diesem Parameter derselbe Wert zugeordnet. Zudem wurde die Entfernung des betrachteten Schilfröhrichts zum nächsten anderen Schilfröhricht ≥ 1 ha ermittelt; Auch hier wurde Beständen innerhalb desselben Schilfröhrichts derselbe Wert zugeordnet. Weiterhin wurde jeder Bestand einem der folgenden Röhricht-Typen zugeordnet (vgl. Abb. 2):

- Wasserröhricht an Stillgewässern: Verlandungsröhrichte an Stillgewässern
- Wasserröhricht an Fließgewässern: Röhrichte an Fließgewässern, im regelmäßig überschwemmten Auenbereich (außendeichs), im Falle der untersuchten Bestände aber nicht ständig wasserführend.
- Landröhricht: Kein Kontakt zu Fließ- oder Stillgewässern, auf feuchten-nassen Böden, bspw. durch Verbrachung von Feuchtgrünländern entstanden

Im direkten und weiteren Umfeld der untersuchten Bestände wurden zudem folgende Lebensraumtypen und Landnutzungen abgegrenzt und deren prozentualer Anteil an der Umgebungsfläche ermittelt:

- Grünland (Wiesen und Weiden)
- Acker
- Gehölz (alle Gehölzlebensräume wie Wälder, Gebüsche, Feldgehölze, Hecken)
- Schilfröhricht, ungemäht („Altschilf“)
- Schilfröhricht, gemäht (im vorherigen Winter gemähtes Schilfröhricht)
- Brache / Ruderalvegetation (Gras- und krautgeprägte Vegetation, nicht schilfdominiert)
- Bebauung (Siedlungen, Gewerbe- und Industriegebiete und befestigte Straßen ab 5 m Breite)
- Fließgewässer (Fließgewässer ab 5 m Breite)
- Stillgewässer (Seen, Teiche, Kleingewässer ab 0,1 ha)

Im direkten Umfeld (100 m Puffer) wurde zudem die Länge der vorhandenen Gräben (in m) erfasst.

2.2.2 Brutvogelerfassung und Kriterien für die Revierabgrenzung Feldarbeiten

Die Erfassungen von Brutvögeln erfolgte durch eine Kombination von Elementen der Punkt-Stopp-Kartierung (vgl. Flade et al. 2025a) und der Brutvogelrevierkartierung (vgl. Flade et al. 2025b) und orientierte sich an der von Nemeth & Dvorak (2022) in Schilfröhrichtern sowie Lindblad et al. (2014) in Kurzumtriebsplantagen genutzten Kombination dieser beiden Erfassungsmethoden. Der Fokus der Untersuchung lag dabei ausschließlich auf Singvögeln. Nicht-Singvögel wie Wasser- (Rallen, Reiher, Enten) und Greifvögel (u. a. Rohrweihe) wurden nicht berücksichtigt.

Die betrachteten Bestände ($n = 39$) wurden von einem festgelegten Erfassungspunkt (Abb. 1B) aus an jeweils fünf Terminen zwischen Ende April und Anfang Juli (1. Ende April, 2. Mitte Mai (abends), 3. Anfang Juni, 4. Mitte Juni, 5. Anfang Juli) untersucht, um die Brutzeiträume aller in Frage kommenden röhrichtbrütenden Singvögel (vgl. Andretzke et al.

2005) abzudecken. Die Lage des Erfassungspunktes wurde im Vorfeld der Kartierungen ausgewählt, im Gelände markiert und blieb – analog zu den Vorgaben bei der Punkt-Stopp-Kartierung (Flade et al. 2025a; vgl. auch Nemeth & Dvorak 2022) – über alle Kartiertermine hinweg bestehen. Die Kriterien für die Auswahl waren, dass sich der Erfassungspunkt am landseitigen Rand des Schilfbestandes befand (da die Bestände aufgrund des strengen Schutzes von Schilfröhrichtern nicht betreten werden durften), zu Fuß erreichbar und betretbar war und eine Entfernung von mindestens 150 m zum nächsten Erfassungspunkt aufwies (Abb. 1B), um Mehrfacherfassungen derselben Individuen zu vermeiden (Nemeth & Dvorak 2022; Flade et al. 2025a). An jedem der fünf Termine wurden an jedem Bestand für exakt 10 Minuten alle sicht- und hörbaren Singvögel im Erfassungsbereich (Halbkreis mit 50 m Radius um den Erfassungspunkt) und darüber hinaus (bis etwa 150 m vom Erfassungspunkt entfernt) inkl. der beobachteten Verhaltensweisen (u. a. singend, Nistmaterial tragend, warnend) punktgenau in einer Karte verortet. Die Erhebungen gingen über die Grenzen des jeweiligen Bestandes hinaus, um bei der späteren Bildung von Papierrevieren besser einschätzen zu können, ob die ermittelten Reviere dem untersuchten Bestand oder dessen Umfeld zuzuordnen sind. Die Erfassungen erfolgten von einer Leiter (Standhöhe 1,8 m) aus, um durch die erhöhte Position einen guten Überblick zu haben und Entfernungen bestmöglich abschätzen zu können. Als Hilfsmittel für die Beobachtungen dienten Ferngläser (Zeiss Conquest HD 10x42, Steiner SkyHawk 4.0 10x42). Die Reihenfolge der untersuchten Bestände wurde an jedem Termin geändert, um alle Bestände zu unterschiedlichen Tages- und damit Aktivitätszeiten der vorkommenden Arten zu erfassen (vgl. Flade et al. 2025b). Der Zeitraum der Erfassungen lag bei den morgendlichen Terminen von Sonnenaufgang bis spätestens 10 Uhr morgens, der Abendtermin (Mitte Mai) wurde in den frühen Abendstunden bis zur Abenddämmerung durchgeführt. Etwa die Hälfte der Bestände wurde 2021 untersucht (Hannover gesamt, Wesermarsch teilweise), die andere Hälfte 2022 (Cuxhaven gesamt, Wesermarsch teilweise).

Anders als bei der Punkt-Stopp-Kartierung, bei der nur eine Zählung von Vögeln von einem Erfassungspunkt aus, bspw. durch eine Strichliste (vgl. Flade et al. 2025a), erfolgt, kamen durch die Erfassung revieranzeigender Verhaltensweisen und die Verortung der Beobachtungen in Tageskarten Elemente der Brutvogelrevierkartierung (vgl. Flade et al. 2025b) hinzu, da das Ziel unserer Arbeit war, Aussagen über Brutvögel in Schilfröhrichtern zu treffen. Durch die räumliche (einheitliche Größe der untersuchten Bestände, Erfassungen vom selben Punkt aus; vgl. Abb. 1B) und zeitliche (fünf Erfassungstermine im selben Zeitraum pro Bestand und exakt 10 Minuten Erfassungszeit pro Termin) Standardisierung der Erfassungen und das einheitliche Vorgehen bei der Abgrenzung von Papierrevieren sind die in den verschiedenen Beständen erzielten Ergebnisse gut miteinander vergleichbar (vgl. Flade et al. 2025a).

Revierabgrenzung

Die Anzahl der erforderlichen Registrierungen und die Vorgabe der festzustellenden Verhaltensweisen zur Äußerung eines Brutverdachts oder eines Brutnachweises erfolgte entsprechend der artspezifischen Vorgaben von Andretzke et al. (2005). Für die meisten Arten waren mindestens zwei Nachweise mit revieranzeigenden Verhaltensweisen innerhalb der

artspezifischen Wertungsgrenzen erforderlich, um einen Brutverdacht zu rechtfertigen. Lediglich bei der Bartmeise reichte – entgegen der Vorgaben von Andretzke et al. (2005) – eine einmalige Beobachtung innerhalb der Wertungsgrenzen aus, da sich diese Art im Vergleich zu anderen Röhrichtbrütern unauffällig verhält und kaum revieranzeigendes Verhalten zeigt (ebd.). Zudem reichte beim Teichrohrsänger gemäß Andretzke et al. (2005) auch ein einmaliger Nachweis eines singenden Männchens zwischen Mitte und Ende Juni für die Bildung eines Papierrevieres aus.

Da der Brutbestand für jeden Röhrichtbestand (Halbkreis mit 50 m Radius, Abb. 1B) ermittelt wurde, die Erfassungen aber auch deren Umfeld (bis etwa 150 m vom Erfassungspunkt entfernt) einschlossen, musste bei der Bildung der Papierreviere festgelegt werden, ob sich die Reviere innerhalb oder außerhalb des betrachteten Röhrichtbestandes befanden. Dabei wurden alle Arten, die ausschließlich außerhalb des jeweiligen Bestandes (> 50 m Entfernung zum Erfassungspunkt) beobachtet wurden, nicht berücksichtigt. Zum Brutbestand der untersuchten Bestände wurden nur Arten gezählt, bei denen mindestens einer der Nachweise (mit revieranzeigendem Verhalten) innerhalb des Bestandes erfolgte, da dies dafürspricht, dass der betrachtete Bestand mindestens einen Teil des Revieres darstellte.

2.2.3 Datenaufbereitung und -analyse

Nach Abschluss der Feldarbeiten und der Bildung der Papierreviere lagen für jeden Schilfbestand Angaben zum Brutbestand und zur Ausprägung der erfassten Habitat- und Landschaftsparameter vor. Auf dieser Grundlage wurden für jeden Bestand die Gesamtartenzahl und die Gesamtanzahl der Reviere (alle Arten) sowie die Artenzahl und Anzahl an Revieren von Arten der Gruppe der „Röhrichtbrüter“ (Tab. 2) berechnet. Diese stellten, neben den Revieranzahlen ausgewählter Röhrichtbrüter-Arten (Teich- und Schilfrohrsänger, Rohrammer, Blaukehlchen), die Zielvariablen in unseren Analysen dar.

Da die untersuchten Bestände teilweise größeren Schilfröhrichten untergeordnet waren oder räumlich nahe beieinanderlagen (Abb. 1B), wurde eine Gruppierungsvariable („ClusterID“) eingeführt. Diese fasst alle Bestände, die sich innerhalb desselben Schilfröhrichts bzw. mit geringer Entfernung (< 1 km) zueinander befinden, unter einem gemeinsamen Wert zusammen. Zudem wurden die Schilfröhrichte in einer weiteren Gruppierungsvariable dem Landkreis zugeordnet, in dem sie sich befanden.

Um den Einfluss der Habitat- und Landschaftsparameter auf die Zielvariablen zu untersuchen, wurden Generalized Estimating Equations (GEEs) unter Verwendung der Software R (Version 4.4.0, R Core Team 2024) und des Pakets „geepack“ (Højsgaard et al. 2006) zur Schätzung der Parameter des jeweiligen Modells verwendet. Neben den Arten- und Revieranzahlen (gesamt) und den Arten- und Revieranzahlen der Gruppe der Röhrichtbrüter wurden artspezifische Analysen für jene Röhrichtbrüter durchgeführt, die in mindestens einem Drittel der untersuchten Bestände vorkamen (Teich- und Schilfrohrsänger, Rohrammer, Blaukehlchen). Es wurde eine Poisson-Fehlerverteilung angenommen, die Schilfröhrichte wurden als Gruppierungsvariable (ClusterID) mit der Korrelationsstruktur „exchangeable“ spezifiziert und die Standardfehler wurden mit approximativem Jackknife-Varianzschätzer berechnet. Aufgrund der geringen Anzahl an Stufen

(Piepho et al. 2003) und des Interesses an den Unterschieden zwischen den Stufen wurde der Landkreis als fester Effekt in das Modell aufgenommen. Um den Einfluss der Landkreise (Wesermarsch, Cuxhaven und Hannover) auf die Zielvariablen unabhängig von anderen Habitat- und Landschaftsparametern zu untersuchen, wurde zunächst jeweils ein Modell mit dem Landkreis als einzigem festen Effekt unter Verwendung von GEEs geschätzt.

Aufgrund der hohen Anzahl an möglichen Einflussparametern wurden die weiteren Analysen nach den drei räumlichen Ebenen (Habitatebene, direktes Umfeld, weiteres Umfeld) getrennt. Zunächst wurden die Parameter auf Multikollinearität geprüft. Dazu wurden paarweise Korrelationskoeffizienten und der Variance Inflation Factor (VIF) mit der Funktion „vifcor“ des Pakets „usdm“ (Naimi et al. 2014) berechnet. Sowohl auf der Habitatebene als auch im direkten Umfeld zeigten das gemähte und das ungemähte Schilfröhricht eine starke negative Korrelation (-0,84 bzw. -0,6) und einen erheblichen Einfluss auf die VIFs der anderen Variablen. Daher wurde der Parameter „Schilfröhricht, gemäht“ (Tab. 1) aus den Analysen für diese beiden räumlichen Ebenen entfernt. Im weiteren Umfeld wies der Parameter „Grünland“ einen sehr hohen VIF und eine hohe negative Korrelation mit den anderen Parametern auf, weshalb er aus der Analyse ausgeschlossen wurde. Zusätzlich wurde die Gehölzvariable aus der Analyse für diese Ebene entfernt, da sich die drei Landkreise hinsichtlich des Gehölzanteils im 500m-Umfeld erheblich voneinander unterschieden und somit nicht feststellbar wäre, ob eventuell ermittelte Effekte auf die Zielvariablen auf den Landkreis oder den Gehölzanteil zurückzuführen sind.

Für den Vergleich der Landkreise und der Röhricht-Typen auf Habitatebene wurden paarweise Vergleiche basierend auf den geschätzten Modellparametern mittels Tukey-Test (R Paket „emmeans“, Lenth et al. 2024) durchgeführt, während zur Überprüfung der Signifikanz der weiteren Habitat- und Landschaftsparameter ein Wald-Test verwendet wurde.

Neben den analysierten Habitat- und Landschaftsparametern kann auch das Jahr, in dem wir die jeweiligen Schilfbestände untersucht haben, einen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse haben. Da wir die einzelnen Bestände jeweils nur in einem der beiden Jahre untersucht haben und das Untersuchungsjahr daher – zumindest im Falle von Hannover und Cuxhaven – untrennbar mit der Region verbunden ist, konnten wir zum Einfluss des Untersuchungsjahres keine Analysen durchführen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist daher zu berücksichtigen, dass auch das Untersuchungsjahr einen (nicht näher quantifizierbaren) Einfluss auf diese haben kann.

3 Ergebnisse

3.1 Habitat- und Landschaftsparameter

Die Ausprägung der auf den unterschiedlichen räumlichen Ebenen erfassten Habitat- und Landschaftsparameter ist in Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt. Auf der Bestandsebene waren sich die untersuchten Röhrichte in den drei Landkreisen hinsichtlich der meisten erfassten Parameter recht ähnlich. Lediglich die Schilfmahd war in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch weiter verbreitet als in der Region Hannover, wo nur ein Bestand auf einem kleinen Teil seiner Fläche gemäht war. Hinsichtlich des Röhricht-Typs entfielen

Tab. 1: Erfasste Variablen (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, Median sowie minimale und maximale Ausprägung) auf den drei betrachteten räumlichen Ebenen (Bestandsebene, direktes und weiteres Umfeld) und Angabe der Anzahl an Beständen (von $n = 39$), in denen die jeweilige Variable ausgeprägt war (also vorhanden war bzw. einen Wert >0 aufwies). In Klammern hinter den Variablen ist deren Einheit angegeben. – *Variables (mean $\pm$ SD, median, minimum and maximum values) at the three spatial scales (stand level, immediate and wider surrounding area) considered and number of stands (out of $n = 39$) in which the respective variable was present (i.e. had a value >0). The unit of the variables is shown in brackets.*

Variable (Einheit) Variable (unit)	MW $\pm$ SD Mean $\pm$ SD	Median	Min. – Max.	Anzahl mit Ausprägung No. of stands
Bestand (Halbkreis 50 m Radius)				
Altschilf (=Schilf ungemäht) (%)	69,3 $\pm$ 34,5	82	0 – 100	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	15,6 $\pm$ 34,8	0	0 – 100	8
Gras-Krautvegetation, nicht schilfdominiert (%)	11,3 $\pm$ 18,4	0	0 – 74,6	18
Offene Wasserfläche (%)	2,4 $\pm$ 6,9	0	0 – 36,0	9
Büsche/Gebüsch (%)	0,6 $\pm$ 1,0	0	0 – 3,7	17
Bäume/Baumgruppen (%)	0,7 $\pm$ 2,1	0	0 – 11,0	7
Grenzlinie Wasser (m)	36,9 $\pm$ 50,3	0	0 – 146	15
Flächengröße (ha)	13,5 $\pm$ 21,2	5,6	1,2 – 99,5	(24) ¹
Entfernung zum nächsten anderen Schilfröhricht ≥ 1 ha (m)	390 $\pm$ 552	90	20 – 2.350	(24) ¹
Direktes Umfeld (100 m Puffer)				
Grünland (%)	33,3 $\pm$ 18,9	34,4	0 – 74,9	36
Schilfröhricht, ungemäht (%)	29,3 $\pm$ 16,7	25,2	0 – 61,1	38
Brache / Ruderalvegetation (%)	8,5 $\pm$ 7,3	7,5	0 – 27,9	30
Gehölz (%)	7,8 $\pm$ 10,2	2,3	0 – 41,5	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	7,4 $\pm$ 17,9	0	0 – 62,7	7
Acker (%)	3,8 $\pm$ 10,7	0	0 – 43,2	6
Bebauung (%)	3,6 $\pm$ 5,7	1,1	0 – 20,8	21
Fließgewässer (%)	3,6 $\pm$ 6,7	0	0 – 25,4	18
Stillgewässer (%)	2,8 $\pm$ 6,0	0	0 – 29,9	16
Länge Gräben (m)	434 $\pm$ 398	301	0 – 1.497	33
Weiteres Umfeld (500 m Puffer)				
Grünland (%)	39,8 $\pm$ 22,8	36,7	2,9 – 90,6	39
Schilfröhricht, ungemäht (%)	14,4 $\pm$ 11,4	11,6	1,8 – 47,2	39
Fließgewässer (%)	13,0 $\pm$ 14,4	5,6	0 – 40,8	32
Gehölz (%)	9,5 $\pm$ 13,4	5,0	0 – 60,1	38
Acker (%)	6,1 $\pm$ 9,8	1,5	0 – 45,8	22
Stillgewässer (%)	5,5 $\pm$ 7,2	3,4	0 – 36,9	32
Bebauung (%)	5,3 $\pm$ 6,8	2,1	0 – 25,8	33
Brache / Ruderalvegetation (%)	3,8 $\pm$ 3,1	3,1	0 – 11,9	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	2,5 $\pm$ 5,7	0	0 – 22,5	8

¹ Die Flächengröße und die Entfernung zum nächsten anderen Schilfröhricht wurden auf Ebene der untersuchten Röhrichte ($n = 24$) erfasst. Bestände ($n = 39$) innerhalb desselben Röhrichts weisen daher dieselben Werte auf.

17 Bestände auf Landröhrichte, 16 auf Wasserröhrichte an Fließgewässern und sechs auf Wasserröhrichte an Stillgewässern (Anhang 1). Die Ausprägung der Parameter im direkten Umfeld unterschied sich zwischen Cuxhaven (höhere Anteile an Grünländern und Schilfmahdflächen) und Hannover (höhere Anteile an Ackerfläche und Stillgewässern) besonders deutlich, während die Bestände der Wesermarsch eine Zwischenposition einnahmen. Gleiches gilt für das weitere Umfeld, wo sich Hannover – vor allem aufgrund höherer Gehölz- und Ackeranteile und geringerer Grünlandanteile – noch deutlicher von Cuxhaven, aber auch von der Wesermarsch abgrenzte.

3.2 Brutvogelerfassung

Insgesamt wurden 17 Singvogelarten und 194 Reviere erfasst (Tab. 2), darunter sechs Röhrichtbrüter mit insgesamt 152 Revieren (78 % aller Reviere). Teichrohrsänger (knapp 95 % der Bestände mit Nachweis, insgesamt 63 Reviere) und Rohrammer (92 %, 51 Reviere) waren die mit Abstand häufigsten Arten und wurden

in fast allen der 39 untersuchten Röhrichtbestände nachgewiesen. Auf beide Arten entfielen knapp 60 % aller Reviere und sie wiesen regelmäßig auch mehrere Reviere (bis 3) pro Bestand auf. Blaukehlchen, Sumpfrohrsänger und Schilfrohrsänger wurden in etwa 30–40 % der Bestände nachgewiesen, wobei Blaukehlchen und Schilfrohrsänger ausschließlich in Röhrichten in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch erfasst wurden, in der Region Hannover hingegen fehlten. Feldschwirl (23 %) und Dorngrasmücke (10 %) traten ebenfalls in mehreren Beständen auf. Alle weiteren Arten, darunter auch die Röhrichtbrüter Rohrschwirl und Bartmeise (je 8 %), wurden lediglich in einem bis drei Beständen erfasst.

Pro Bestand wurden im Mittel $3,7 \pm 0,2$ (MW $\pm$ SE) Arten (Min: 1, Max: 6) und $5,0 \pm 0,3$ Reviere (Min: 2, Max: 7) erfasst. Die Anzahl der Röhrichtbrüter pro Bestand lag bei $2,8 \pm 0,2$ Arten (Min: 1, Max: 5) und $3,9 \pm 0,2$ Revieren (Min: 1, Max: 7). Im Durchschnitt waren somit pro Bestand 76 % der nachgewiesenen Arten und 78 % der erfassten Reviere der Gruppe der Röhricht-

Tab. 2: Liste der erfassten Singvogelarten und ihrer Abundanz (Anzahl Reviere) und Stetigkeit (besetzte Bestände von $n = 39$). Röhrichtbrüter sind grau hinterlegt. Rote Liste Status gem. der deutschen (D) Roten Liste (Ryslavý et al. 2020) und der niedersächsischen (N) Roten Liste (Krüger & Sandkühler 2022): V = Vorwarnliste, ! = gefährdet, !! = stark gefährdet, !!! = vom Aussterben bedroht, * = ungefährdet. – List of songbird species recorded and their abundance (number of territories) and steadiness (occupied stands from a total of $n = 39$). Reed breeders are marked in grey. Red List status according to German (D) and Lower Saxony (N) Red List: V = near threatened, ! = vulnerable, !! = endangered, !!! = critically endangered, * = least concern.

Art Species	Rote Liste Red list		Anzahl Reviere No. of territories	Besetzte Bestände Occupied stands	
	D	N		Anzahl – No.	%
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	*	V	63	37	94,9
Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	*	V	51	36	92,3
Blaukehlchen <i>Luscinia svecica cyanecula</i>	*	*	17	16	41,0
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	*	*	18	15	38,5
Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	*	*	15	13	33,3
Feldschwirl <i>Locustella naevia</i>	!!	!!	10	9	23,1
Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i>	*	*	4	4	10,3
Bartmeise <i>Panurus biarmicus</i>	*	*	3	3	7,7
Rohrschwirl <i>Locustella luscinioides</i>	*	*	3	3	7,7
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	*	*	2	2	5,1
Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i>	*	*	2	2	5,1
Blaumeise <i>Cyanistes caeruleus</i>	*	*	1	1	2,6
Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>	!	!	1	1	2,6
Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i>	!!	!!!	1	1	2,6
Kohlmeise <i>Parus major</i>	*	*	1	1	2,6
Schwarzkehlchen <i>Saxicola rubicola</i>	*	*	1	1	2,6
Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i>	*	*	1	1	2,6

brüter zuzuordnen. Zudem wurde mindestens eine Röhrichtbrüter-Art in jedem der 39 untersuchten Bestände nachgewiesen.

Die beiden häufigsten Arten Teichrohrsänger und Rohrammer werden auf der Vorwarnliste der niedersächsischen Roten Liste geführt (Tab. 2). Der Feldschwirl ist sowohl bundesweit als auch in Niedersachsen als stark gefährdet eingestuft, der Bluthänfling (1 Revier) als gefährdet. Das Braunkehlchen (1 Revier) ist in Deutschland stark gefährdet, in Niedersachsen sogar vom Aussterben bedroht.

3.3 Vergleich der Landkreise

Die Artenzahlen (gesamt) pro Bestand unterschieden sich zwischen den drei Landkreisen deutlich voneinander. In Cuxhaven wurden im Mittel $4,5 \pm 0,5$ (MW $\pm$ SE) Arten pro Bestand nachgewiesen und damit signifikant ($p = 0,01$) mehr als in Hannover ($3,3 \pm 0,1$) und deutlich – aber nicht signifikant ($p = 0,05$) – mehr als in der Wesermarsch ($3,4 \pm 0,2$). Hannover und Wesermarsch unterschieden sich nur geringfügig ($p = 0,86$). Die Anzahl der Reviere (gesamt) pro Bestand war in Cuxhaven ($5,1 \pm 0,3$) zwar etwas höher als in der Wesermarsch ($4,4 \pm 0,2$) und in Hannover ($4,4 \pm 0,3$), es bestand jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den Landkreisen.

Bei der Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten pro Bestand unterschieden sich die drei Landkreise ebenfalls. In Cuxhaven wurden mit $3,3 \pm 0,4$ Arten pro Bestand die meisten Röhrichtbrüter nachgewiesen, signifikant ($p = 0,005$) mehr als in Hannover ($2,1 \pm 0,1$). Auch in der Wesermarsch ($2,6 \pm 0,2$) war die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten signifikant ($p = 0,03$) höher als in Hannover; Cuxhaven und Wesermarsch unterschieden sich hingegen nicht ($p = 0,27$). Die Anzahl der Röhrichtbrüter Reviere war ebenfalls in Cuxhaven am höchsten ($4,7 \pm 0,4$) und unterschied sich signifikant von Hannover ($3,1 \pm 0,2$; $p < 0,001$) und Wesermarsch ($3,7 \pm 0,2$; $p = 0,03$). Hannover und Wesermarsch unterschieden sich nicht ($p = 0,1$).

Bei den einzelnen Röhrichtbrütern (nur Arten berücksichtigt, die in mind. einem Drittel der untersuchten Bestände vorkamen) wurden bei Teichrohrsänger und Rohrammer hinsichtlich der Anzahl der Reviere pro Bestand keine Unterschiede zwischen den Landkreisen festgestellt. Blaukehlchen wurden in Hannover nicht nachgewiesen, zwischen Wesermarsch und Cuxhaven bestanden hinsichtlich der Revieranzahl pro Bestand keine Unterschiede. Gleiches gilt für den Schilfrohrsänger.

3.4 Einfluss der erfassten Habitat- und Landschaftsparameter

Habitat- und Landschaftsparameter mit einem signifikanten Einfluss auf Artenzahlen, Revierdichten und ausgewählte Arten pro Bestand sind in Tabelle 3 zusammengefasst. In Anhang 2 sind zudem die Effektstärken und deren Konfidenzintervalle angegeben.

3.4.1 Artenzahlen und Reviere – alle Arten Bestandsebene

Einen signifikant positiven Einfluss auf die Arten- und Revieranzahl innerhalb der untersuchten Bestände hatten die Anteile an Altschilf, Gras-Krautvegetation (nicht schilfdominiert), Büschen sowie Bäumen. Der Anteil offener Wasserfläche wirkte sich signifikant negativ auf die Revieranzahl aus. Zwischen den Röhricht-Typen bestand hinsichtlich der Anzahl erfasster Arten kein Unterschied zwischen Landröhrichten (MW $3,2 \pm 0,3$ SE) und Wasserröhrichten an Still- ($4,2 \pm 0,8$) und Fließgewässern ($3,7 \pm 0,4$). Gleiches gilt für die Anzahl erfasster Reviere (Landröhricht $4,3 \pm 0,3$; Wasserröhricht Stillgewässer $4,8 \pm 0,9$; Wasserröhricht Fließgewässer $4,1 \pm 0,6$).

Direktes Umfeld (100 m)

Einen signifikant positiven Effekt auf die Arten- und Revieranzahl hatten die Anteile an Grünland, Altschilfbeständen und Ruderalvegetation/Brachen im unmittelbaren Umfeld der untersuchten Bestände.

Weiteres Umfeld (500 m)

Im weiteren landschaftlichen Umfeld hatte keine der erfassten Variablen einen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl der untersuchten Bestände. Auf die Revieranzahl wirkte sich der Anteil der Bebauung signifikant negativ aus.

3.4.2 Artenzahlen und Reviere – Röhrichtbrüter Bestandsebene

Der Anteil an Altschilf und Gras-Krautvegetation innerhalb der Bestandsfläche hatte auf die Anzahl der Röhrichtbrüter-Arten und -Reviere einen signifikant positiven Einfluss. Der Anteil an Bäumen wirkte sich hingegen signifikant negativ auf beide Zielvariablen aus. Weiterhin hatte der Anteil an Büschen und offener Wasserfläche einen signifikant negativen Einfluss auf die Revieranzahl.

Zwischen den drei Röhricht-Typen unterschied sich die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten nur geringfügig und nicht signifikant (Landröhricht $2,3 \pm 0,2$; Wasserröhricht Stillgewässer $3,2 \pm 0,5$; Wasserröhricht Fließgewässer $2,6 \pm 0,3$). Bei der Anzahl der Röhrichtbrüter-Reviere stellten wir jedoch Unterschiede fest: Landröhrichte wiesen weniger Reviere ($3,0 \pm 0,2$) als Wasserröhrichte an Still- ($4,3 \pm 0,7$) und Fließgewässern ($4,2 \pm 0,5$) auf. Der Unterschied war jedoch nur zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Stillgewässern signifikant ($p = 0,03$). Kein Unterschied bestand zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Fließgewässern ($p = 0,09$) und den beiden Wasserröhricht-Typen ($p = 0,99$).

Direktes Umfeld (100 m)

Der Anteil an Altschilf hatte einen signifikant positiven Einfluss auf die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten, signifikant negativ wirkte sich hingegen der Anteil an Gehölz-

lebensräumen im unmittelbaren Umfeld aus. Auf die Revieranzahl von Röhrichtbrütern hatten die Anteile an Fließgewässern, Grünland, Altschilf, Ruderalvegetation/Brachen, Acker und Bebauung einen signifikant positiven Einfluss. Signifikant negativ wirkte sich der Anteil an Gehölzlebensräumen und die Länge der Gräben aus.

Weiteres Umfeld (500 m)

Keine der im weiteren Umfeld erfassten Variablen hatte einen signifikanten Effekt auf die Anzahl der Röhrichtbrüter-Arten. Auf die Anzahl ihrer Reviere wirkte sich der Anteil an Ackerfläche signifikant positiv, der Anteil der Bebauung hingegen signifikant negativ aus.

3.4.3 Artspezifische Analysen

Teichrohrsänger: Der Anteil an Bäumen an der Bestandsfläche wirkte sich signifikant positiv auf die Anzahl der Teichrohrsänger-Reviere pro Bestand aus. Signifikant negativ wirkte sich der Anteil von Gras-Krautvegetation sowie Büschen innerhalb der Bestände aus. Im unmittelbaren Umfeld (100 m) hatte die Grabenlänge einen signifikant negativen Einfluss auf die Revierdichten, im weiteren Umfeld (500 m) wirkte sich der Anteil an Äckern und Fließgewässern signifikant positiv aus. Die drei Röhricht-Typen unterschieden sich hinsichtlich der Anzahl der Teichrohrsänger-Reviere nicht voneinander.

Rohrhammer: Auf Bestandsebene hatte der Anteil an Altschilffläche einen signifikant positiven Einfluss auf die Revierdichten der Rohrhammer. Im unmittelbaren Umfeld (100 m) hatten der Anteil an Acker, Fließgewässern und Grünländern einen signifikant positiven Einfluss; Einen signifikant negativen Effekt hatte der Anteil an Gehölzlebensräumen. Im weiteren Umfeld (500 m) hatte der Anteil an Ackerfläche einen signifikant positiven Effekt auf die Rohrhammer-Revierdichten, während sich der Anteil an Schilfbeständen signifikant negativ auswirkte. Zudem wurden signifikant mehr Reviere in Wasserröhrichten an Stillgewässern ($2,1 \pm 0,6$) nachgewiesen als in Landröhrichten ($1,1 \pm 0,1$; $p = 0,02$); der Unterschied zu Wasserröhrichten an Fließgewässern ($1,1 \pm 0,2$) war deutlich, aber nicht signifikant ($p = 0,05$). Zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Fließgewässern bestand kein Unterschied ($p = 0,96$).

Blauehlchen: Für diese Art konvergierte das Modell auf Bestandsebene nicht, daher sind für diese Ebene keine Aussagen zu Einflussfaktoren auf Vorkommen und Revierdichten der Art möglich. Im näheren Umfeld (100 m) hatten die Anteile an Ruderalvegetation/Brachen und Altschilfflächen einen signifikant positiven Einfluss auf das Blauehlchen, signifikant negativ wirkten sich hingegen hohe Anteile an Ackerflächen, Gehölzlebensräumen und Stillgewässern sowie hohe Werte bei der Grabenlänge aus. Im weiteren Umfeld (500 m) hatte der Anteil an Fließgewässern einen signifikant positiven Einfluss.

Schilfrohrsänger: Auf Bestandsebene hatten die Flächenanteile von Altschilf, Gras-Krautvegetation und die Länge der Grenzlinien zu offenem Wasser einen signifikant positiven Einfluss auf Vorkommen und Revierdichten des Schilfrohrsängers. Eine große Entfernung zum nächsten Röhricht (> 1 ha) sowie der Anteil offener Wasserfläche und Bäume wirkte sich hingegen signifikant negativ aus. Im näheren Umfeld (100 m) wirkte sich die Grabenlänge signifikant positiv aus, im weiteren Umfeld (500 m) hatte keine der Variablen einen messbaren Effekt. Die Röhricht-Typen unterschieden sich nicht voneinander.

4 Diskussion

Die Ergebnisse unserer Brutvogelerfassung bestätigen, dass es sich bei Schilfröhrichten um Lebensräume mit vergleichsweise artenarmen, aber individuenreichen Singvogelgemeinschaften handelt, in denen wenige, hochspezialisierte Arten („Röhrichtbrüter“) in teilweise hohen Dichten brüten, während Arten anderer Stammlbensräume kaum bzw. nur unter bestimmten Voraussetzungen in der Lage sind, diese zu besiedeln (vgl. Flade 1994; Bibby & Lunn 1982; Poulin et al. 2002; Orłowski & Górka 2013). Unsere Analysen zeigen, dass im Hinblick auf die Artenvielfalt und die Revierdichten insgesamt (Berücksichtigung aller Singvogelarten) neben einem hohen Anteil an Altschilf vor allem das Vorkommen von Gehölzen (Gebüsche, Bäume) oder krautiger, nicht schilfdominierter Vegetation innerhalb der untersuchten Bestände förderlich sind. Der erhöhte Habitat- und Struktureichtum ermöglicht es – neben den Röhrichtbrütern – zusätzlichen Arten der Hochstaudenfluren oder Gehölzlebensräume (hier u. a. Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Braunkehlchen, Dorngrasmücke, Fitis, Zilpzalp) die Bestände zu besiedeln (vgl. auch Flade 1994: 152ff). Von diesen Arten waren vor allem Sumpfrohrsänger und Feldschwirl in den untersuchten Beständen vergleichsweise häufig. Beide werden auch von Flade (1994) als stete Begleiter in Röhrichten Nord- und Mitteldeutschlands hervorgehoben, insbesondere in landseitigen Verlandungszonen – auf denen bei den hier untersuchten Wasserröhrichten methodenbedingt der Schwerpunkt lag – und wenn mit Hochstauden durchsetzte Bereiche vorhanden sind (vgl. auch Andretzke et al. 2005). Alle weiteren nicht zu den Röhrichtbrütern zählenden Singvogelarten traten im Rahmen unserer Untersuchung hingegen nur sporadisch (in max. 10 % der Bestände) auf und waren in der Regel auf das Vorhandensein von Gehölzstrukturen innerhalb der Schilfbestände angewiesen.

Für die Artenvielfalt insgesamt waren Gehölze zwar förderlich, für die Gruppe der Röhrichtbrüter galt hingegen das Gegenteil: Ein höherer Anteil an Büschen und Bäumen innerhalb der Röhrichtbestände führte zu reduzierten Arten- und Revieranzahlen. Dies verdeutlicht, dass eine zunehmende Verbuschung von Röhricht-

Tab. 3: Übersicht über Habitat- und Landschaftsparameter mit einem signifikant positiven (+) oder negativen (–) Einfluss auf die jeweiligen Zielvariablen, aufgeteilt nach den drei räumlichen Betrachtungsebenen. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$ – *Summary of habitat and landscape parameters with a significant positive (+) or negative (–) effect on the respective target variables, split by the three considered spatial scales.*

Ziel-Variable Target variable	Bestandsebene Stand level	Direktes Umfeld Direct area surrounding (100 m)	Weiteres Umfeld Wider area surrounding (500 m)
Anzahl Arten gesamt	+ Gras-Krautflur *** + Büsche *** + Bäume *** + Altschilf *	+ BracheRuderal *** + Altschilf ** + Grünland *	Keine signifikanten Einflussfaktoren
Anzahl Reviere gesamt	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur *** + Büsche * + Bäume * – off. Wasserfläche *	+ BracheRuderal *** + Altschilf *** + Grünland ***	– Bebauung *
Röhrichtbrüter Anzahl Arten	+ Gras-Krautflur ** + Altschilf * – Bäume **	+ Altschilf * – Gehölz ***	Keine signifikanten Einflussfaktoren
Röhrichtbrüter Anzahl Reviere	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur * – Büsche *** – off. Wasserfläche * (Röhricht-Typ)	+ Altschilf *** + BracheRuderal *** + Fließgewässer *** + Grünland *** + Acker * + Bebauung * – Gehölz *** – Gräben_m ***	+ Acker *** – Bebauung ***
Teichrohrsänger	+ Bäume *** – Gras-Krautflur ** – Büsche *	– Gräben_m ***	+ Fließgewässer *** + Acker *
Rohrammer	+ Altschilf * (Röhricht-Typ)	+ Acker *** + Fließgewässer *** + Grünland ** – Gehölz ***	+ Acker * – Altschilf ***
Blaukehlchen	Modell konvergiert nicht	+ BracheRuderal *** + Altschilf * – Acker *** – Gehölz ** – Stillgewässer * – Gräben_m *	+ Fließgewässer ***
Schilfrohrsänger	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur *** + GrenzeWasser *** – Bäume ** – Entf_Röhricht ** – off. Wasserfläche *	+ Gräben_m *	Keine signifikanten Einflussfaktoren

ten mit einer abnehmenden Habitatqualität für diese hochspezialisierten Arten einhergeht und daher Maßnahmen erforderlich sind, um einer Verbuschung entgegenzuwirken (vgl. Antoniazza et al. 2018; Bibby & Lunn 1982; Görn et al. 2015; Nemeth & Dvorak 2022). Weiterhin zeigen unsere Analysen, dass sich auch höhere Gehölzanteile im direkten Umfeld (100 m) der untersuchten Bestände negativ auf Röhrichtbrüter (Artenzahlen und Siedlungsdichten) auswirkten. Dies verdeutlicht, dass Schilfröhrichte v. a. im Kontext offener Landschaften bedeutsam sind und bei deren Neuanlage, bspw. im Rahmen von Paludikulturen oder bei der Umsetzung artenschutzrechtlicher Maßnahmen, eine direkte Nähe zu großflächigen Gehölzlebensräumen gemieden werden sollte.

Im Hinblick auf die sechs erfassten Röhrichtbrüter-Arten spiegeln deren Stetigkeit und Revieranzahl im Rahmen unserer Untersuchung (Tab. 2) deren Häufigkeit in Niedersachsen gemäß Krüger & Sandkühler (2022) gut wider: Rohrammer (ca. 60.000 Reviere in Niedersachsen) und Teichrohrsänger (17.000) sind in diesem Bundesland die beiden häufigsten Röhrichtbrüter und flächendeckend verbreitet; Blaukehlchen und Schilfrohrsänger (beide 9.000) gelten als mäßig häufig, während Bartmeise (550) und Rohrschwirl (210) eher selten und nur sporadisch verbreitet sind. Zudem bestätigen unsere Ergebnisse bekannte regionale Unterschiede im Vorkommen und der Häufigkeit einiger Arten. Hier sind besonders Blaukehlchen und Schilfrohrsänger hervorzuheben: beide besiedelten in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven zahlreiche Röhrichte, in der Region Hannover bestand hingegen kein einziger Brutverdacht. Selbst am Steinhuder Meer und an den Klärteichen in Lehrte, wo ausgedehnte Verlandungsröhrichte vorhanden sind, gelangen innerhalb der untersuchten Bestände keine Reviernachweise, sondern nur einmalige Beobachtungen, die keinen Brutverdacht begründeten. Blaukehlchen und Schilfrohrsänger kommen zwar gemäß Verbreitungsatlas der Brutvögel Niedersachsens (Krüger et al. 2014) und Berichten des Hannoverschen Vogelschutzvereins (Risch 2022, 2024) auch in der Region Hannover vor, sind dort aber im Vergleich zu Wesermarsch und Cuxhaven deutlich seltener, besiedeln in der Regel nur die absoluten „Top“-Flächen und brüten – bspw. an den Klärteichen in Lehrte – auch nicht in jedem Jahr dort (Risch 2022, 2024). An der Küste und in den Marschen – insbesondere an den Unterläufen von Elbe, Weser und Ems – sind beide Arten hingegen häufig (Krüger et al. 2014; Krüger & Sandkühler 2022) und offensichtlich wenig wählerisch, da sie, wie unsere Ergebnisse zeigen, selbst kleinflächige Landröhrichte regelmäßig als Bruthabitate annehmen. Diese regionalen Verbreitungsmuster führen auch dazu, dass Röhrichtbestände in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven mehr Röhrichtbrüter-Arten aufwiesen als Bestände in der Region Hannover.

Ein Grund dafür, dass Röhrichtbestände in der Wesermarsch und vor allem in Cuxhaven mehr Röhrichtbrüter aufwiesen als in der Region Hannover könnte in den deutlichen Landnutzungsunterschieden in den betrachteten Regionen liegen. So waren der Gehölz- und Ackeranteil im Umfeld der untersuchten Röhrichtbestände in der Region Hannover deutlich höher als in den beiden anderen Landkreisen, während der Grünlandanteil in der Wesermarsch und vor allem im Landkreis Cuxhaven wesentlich höher war als in der Region Hannover. Im näheren Umfeld (100 m) der Bestände konnten wir einen negativen Effekt höherer Gehölzanteile auf Röhrichtbrüter feststellen, während sich der Grünlandanteil positiv auswirkte. Für das weitere landschaftliche Umfeld (500 m) konnten wir den Effekt dieser beiden Parameter jedoch leider nicht ermitteln, da wir sie aus der Analyse ausnehmen mussten, weil ihre Ausprägung untrennbar mit dem jeweiligen Landkreis verbunden und somit nicht feststellbar war, ob ein möglicher Effekt auf die Region oder auf den jeweiligen Parameter zurückzuführen ist (Kap. 2.2.3). Wünschenswert sind daher weitere Untersuchungen, in denen Röhrichte im grünland-, gehölz- und ackerdominierten landschaftlichen Kontext innerhalb derselben Region untersucht werden.

Neben den sechs nachgewiesenen Röhrichtbrüter-Arten konnten wir einen weiteren in Niedersachsen vorkommenden Röhrichtbrüter, den Drosselrohrsänger, nicht nachweisen. Die Art kommt zwar laut Verbreitungsatlas (Krüger et al. 2014) und eines aktuellen landesweiten Monitorings (Otten et al. 2024) auch in den hier untersuchten Regionen vor, jedoch nur sehr sporadisch. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt im Osten Niedersachsens (Mittelelbeniederung, Braunschweiger Land); entsprechend konnten wir in den hier untersuchten Beständen keine Nachweise erbringen, obwohl sich die Art in jüngster Zeit in Niedersachsen ausbreitet und ihr Bestand zunimmt (Krüger & Sandkühler 2022; Otten et al. 2024). Ein Grund für das komplette Fehlen der Art in unseren Untersuchungen könnte zudem in unserer Erfassungsmethode liegen. Die Erfassungen in den untersuchten Beständen wurden vom landseitigen Rand aus durchgeführt, Drosselrohrsänger nutzen hingegen vor allem die wasserseitigen Bereiche von Verlandungszonen zur Brut (Leisler 1981; Graveland 1999; Bauer et al. 2005).

Für die Gruppe der Röhrichtbrüter waren hohe Altschilfanteile – sowohl innerhalb der Bestände als auch in deren unmittelbaren Umfeld (100 m) – von hoher Bedeutung: Auf beiden Ebenen führten höhere Anteile dazu, dass mehr Arten und Reviere innerhalb der betrachteten Bestände nachgewiesen wurden. Neben den negativen Auswirkungen der Verbuschung (zunehmender Gehölzanteil zulasten von Schilf) verdeutlicht dies auch die negativen Effekte einer kommerziellen, also in kurzen Intervallen durchgeführten Schilfmahd auf Artenvielfalt und Revierdichten von Röhrichtbrütern (vgl. u. a. Báldi & Moskát 1995; Goc et al. 1997;

Kube & Probst 1999; Valkama et al. 2008; Zitzmann 2023). Dennoch war ein hoher Altschilfanteil nicht für alle Röhrichtbrüter gleichermaßen bedeutsam, wie unsere artspezifischen Analysen zeigen. Diesbezüglich ist vor allem der Vergleich zwischen Teichrohrsänger, Rohrammer und Schilfrohrsänger interessant: Während sich ein höherer Altschilfanteil positiv auf Rohrammer und Schilfrohrsänger auswirkte, spielte dieser Faktor für den Teichrohrsänger keine Rolle. Dies bestätigt die Resultate bisheriger Studien und hat zwei maßgebliche Gründe. Zum einen sind einige spät im Brutrevier eintreffende Langstreckenzieher wie Teichrohrsänger (und ebenso Drosselrohrsänger) von einer Schilfmahd – und der damit einhergehenden Reduzierung von Altschilf – weniger stark betroffen als Standvögel oder Kurz- und Mittelstreckenzieher wie die Rohrammer, da bis zur Revierbesetzung dieser Arten nach der winterlichen Rohrmahd mehr Zeit verbleibt, in der das Schilf wieder aufwachsen kann und geeignete Strukturen zum Nisten bietet (Graveland 1999; Poulin & Lefebvre 2002; Zitzmann 2023). Zum anderen unterscheiden sich aber auch die Neststandorte dieser Arten deutlich: Rohrammer oder Schilfrohrsänger legen ihr Nest bodennah, bspw. in der Knickschicht (Flade 1994; Andretzke et al. 2005) an, die bei der Schilfmahd zerstört wird. Teich- oder Drosselrohrsänger hängen ihre Nester hingegen zwischen stehenden Schilfhalmern auf (ebd.), die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung bereits nachgewachsen sein können (Poulin & Lefebvre 2002; Zitzmann 2023). Zwar profitieren auch Teichrohrsänger von Altschilf und nutzen in Schilfmahdflächen bevorzugt stehengelassene Altschilfrelikte zur Brut (Grüll 1983; Graveland 1999; Antoniazza et al. 2018). Dennoch stellen sie – wie unsere Analysen zeigen – an deren Flächengröße offenbar geringere Anforderungen als Rohrammer oder Schilfrohrsänger.

Rohrschwirl und Bartmeise, von denen ebenfalls bekannt ist, dass sie in hohem Maße auf das Vorhandensein von Altschilf angewiesen sind (Bauer et al. 2005), konnten wir nur selten nachweisen, weshalb für beide Arten keine tiefergehenden Analysen möglich waren. Die wenigen Nachweise bestätigen jedoch deren bereits in anderen Arbeiten festgestellte Habitatpräferenzen: Rohrschwirl und Bartmeise besiedeln bevorzugt ausgedehnte Röhrichte mit hohen Anteilen an Altschilf und reagieren sensibel auf eine Schilfmahd (Bibby & Lunn 1982; Zwicker et al. 1986; Goc et al. 1997; Kube & Probst 1999; Orłowski & Górka 2013; Antoniazza et al. 2018; Nemeth & Dvorak 2022; Zitzmann 2023). Auch wir konnten beide Arten nur in Beständen nachweisen, die sich in großflächigen Schilfröhrichten (> 7 ha; an der Unterweser, den Klärteichen Lehrte und dem Steinhuder Meer) befanden und ganz oder größtenteils ungemäht waren, also hohe Altschilfanteile mit einer umfangreichen Knickschicht aufwiesen.

Ein weiteres wichtiges Ergebnis unserer Untersuchung ist, dass Landröhrichte in ihrer Bedeutung für

Röhrichtbrüter keinesfalls vernachlässigt werden sollten (analog dazu Orłowski & Górka 2013). Die von uns untersuchten Landröhrichte waren nicht artenärmer als Wasserröhrichte, sondern wiesen lediglich geringere Revierdichten von Röhrichtbrütern auf. Zwar haben Landröhrichte nicht für alle Röhrichtbrüter eine hohe Bedeutung und es bestehen artspezifische Unterschiede in den Habitatpräferenzen; So zeigte die Rohrammer in unseren Analysen eine Präferenz für Wasserröhrichte an Stillgewässern und die wenigen Nachweise von Bartmeise und Rohrschwirl gelangen ausschließlich in Wasserröhrichten an Still- und Fließgewässern. Und auch der Drosselrohrsänger – den wir jedoch nicht nachweisen konnten – ist vor allem auf Wasserröhrichte angewiesen (Bauer et al. 2005). Dennoch wurden die hier untersuchten Landröhrichte von Teichrohrsängern in hohen Dichten besiedelt, auch von Rohrammern gut angenommen und boten ebenso Blaukehlchen und Schilfrohrsänger in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch wichtige Habitate. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die hier betrachteten Wasserröhrichte an Still- und Fließgewässern allesamt von der Landseite – also der vergleichsweise „trockenen“ Seite – aus untersucht wurden. Bei den untersuchten Tideröhrichten an der Unterweser ist zudem zu beachten, dass diese zwar außendeichs liegen, sich aber – u. a. aufgrund von Sedimentationsprozessen – oberhalb der mittleren Hochwasserlinie befinden. Daher werden sie bei einer normal ausfallenden Flut auf einem Großteil ihrer Fläche nicht überschwemmt und stehen somit – insbesondere im Falle der landseitig gelegenen und hier untersuchten Bereiche – nur bei größeren Hochwasserereignissen tatsächlich komplett unter Wasser. Insgesamt führten daher nur wenige der hier untersuchten Wasserröhrichte auch tatsächlich über den gesamten Untersuchungszeitraum (und oft auch nur auf einem Teil ihrer Fläche) Wasser, besaßen aber, anders als die Landröhrichte, einen unmittelbaren Anschluss an ein Fließ- bzw. Stillgewässer und wurden in ihren hydrologischen Verhältnissen maßgeblich von diesen beeinflusst. Zusätzliche Parameter zur genaueren Charakterisierung der Wasserröhrichte und ihrer Eigenschaften (bspw. Wassertiefe, Wasserstände im Jahresverlauf) konnten wir aufgrund des damit verbundenen Aufwandes nicht erfassen. Die Kategorisierung der drei betrachteten Röhricht-Typen ist daher relativ grob und die hier vorgenommenen Vergleiche erlauben keine Rückschlüsse zu deren Bedeutung im Vergleich zu den wasserseitig gelegenen Bereichen von Wasserröhrichten bzw. ständig wasserdurchströmten oder im Wasser stehenden Röhrichten.

Die Flächengröße der Schilfröhrichte, in denen sich die untersuchten Bestände befanden, hatte in unseren Analysen keinen signifikanten Effekt auf die Anzahl erfasster Röhrichtbrüter-Arten und -Reviere. Die betrachteten Bestände wiesen somit – unabhängig davon ob sie in kleine (Mindestgröße 1 ha; Tab. 1) oder große

(Maximalgröße 100 ha) Schilfröhrichte eingebettet waren (vgl. Abb. 1B) – ähnliche Arten- und Revieranzahlen von Röhrichtbrütern auf. Dies steht zunächst scheinbar im Widerspruch zu den Resultaten anderer Arbeiten. So stellten Orłowski & Górka (2013) sowie Flade (1994) fest, dass kleinere Röhrichte aufgrund ihres verhältnismäßig hohen Randlinienanteiles höhere Siedlungsdichten aufweisen als großflächige. Bibby & Lunn (1982), Flade (1994) sowie Orłowski & Górka (2013) zeigten zudem auf, dass großflächige Röhrichte höhere Artenzahlen aufweisen, da Arten mit größeren Raumansprüchen – u.a. Bartmeise oder Rohrschwirl, aber auch Nicht-Singvögel wie diverse Wasser-, Wat- und Greifvogelarten – in kleinflächigen Röhrichten fehlen. Dass wir entsprechende Muster nicht feststellen konnten, dürfte jedoch an den unterschiedlichen Untersuchungsdesigns der Arbeiten liegen und nicht daran, dass die in den zitierten Arbeiten festgestellten Muster in den von uns untersuchten Schilfröhrichten nicht zutreffen würden. Unsere Untersuchung war darauf ausgelegt, Habitateigenschaften und Landschaftsparameter zu identifizieren, die einen Einfluss auf die Habitatfunktion und -qualität von Röhrichtbeständen für röhrichtbrütende Singvögel haben, wobei wir uns auf Teilbereiche größerer Schilfröhrichte mit einheitlicher Flächengröße fokussiert haben – also einen kleinräumigen Ansatz mit Probeflächen standardisierter Größe gewählt haben. In den zitierten Arbeiten wurden hingegen Schilfröhrichte unterschiedlicher Größe auf ihrer gesamten Fläche untersucht. Unsere Ergebnisse zeigen somit, dass die Ausprägung bestimmter Habitateigenschaften und Umgebungsparameter in den von uns untersuchten Beständen einen größeren Einfluss auf deren Habitatfunktion für röhrichtbrütende Singvögel hatte als die Flächengröße des Schilfröhrichts, in dem sich der jeweils betrachtete Bestand befand. Anhand unserer Ergebnisse lassen sich jedoch, anders als in den genannten Arbeiten, keine Rückschlüsse auf die Brutvogelgemeinschaft des gesamten Schilfröhrichts ziehen, in dem sich der jeweils untersuchte Bestand befand.

Zudem ist zu beachten, dass die Gruppe der von uns betrachteten Röhrichtbrüter von Arten dominiert wurde, die bekanntermaßen auch sehr kleinflächige Röhrichte besiedeln (vor allem Teichrohrsänger und Rohrammer), während die beiden Arten mit größeren Raumansprüchen (Bartmeise, Rohrschwirl) nur sporadisch nachgewiesen wurden (Tab. 2). Arten mit größeren Raumansprüchen hatten daher auf die Ausprägung der Zielvariablen „Röhrichtbrüter-Arten“ und „Röhrichtbrüter-Reviere“ einen geringen Einfluss. Dass der Parameter „Flächengröße“ keinen Einfluss auf die Gruppe der Röhrichtbrüter hatte, könnte daher stark mit den Ansprüchen und der Häufigkeit der Arten zusammenhängen, die in dieser Gruppe zusammengefasst wurden. Genauere Aussagen dazu, ab welcher Flächengröße und bei welcher Flächenform Schilfröhrichte besonders artenreich sind oder aufgrund von Randeffekten besonders

hohe Siedlungsdichten aufweisen, können wir auf Basis des von uns gewählten Untersuchungsdesigns und der hierdurch erzielten Ergebnisse deshalb nicht machen. Hier sei daher u. a. auf Bibby & Lunn (1982), Flade (1994) und Orłowski & Górka (2013) verwiesen.

Abschließend ist zu betonen, dass einige Ergebnisse unserer statistischen Analysen aufgrund der eher kleinen Stichprobengröße ($n = 39$) und einer hohen Anzahl an möglichen Einflussvariablen sicherlich auch vom Zufall beeinflusst wurden und einer weiteren Überprüfung mit einer größeren Stichprobe unterzogen werden sollten. Bei kleinen Stichproben, einer geringen Fallzahl und Schwankungsbreite einzelner Parameter, einer großen Anzahl betrachteter Einflussvariablen und einer zum Teil geringen Ausprägung und Schwankungsbreite der Zielvariablen (bspw. Revieranzahlen, die bei den hier betrachteten Arten zwischen 0 und maximal 3 Revieren pro Bestand lagen) besteht immer die Gefahr, dass der Einfluss bestimmter Variablen als signifikant erkannt wird, obwohl diese keinen tatsächlichen Effekt haben oder aber, dass bestimmte Variablen, die eigentlich einen signifikanten Einfluss haben, nicht als solche erkannt werden (Babyak 2004). So könnten widersprüchliche Ergebnisse, wie ein positiver Einfluss des Anteiles an Bäumen und ein negativer Einfluss des Anteiles an Büschen auf die Revierdichten des Teichrohrsängers stark vom Zufall beeinflusst worden sein und bei größerer Stichprobe und einer weiteren Schwankungsbreite der Ausprägung dieser Parameter (Bäume waren bspw. nur in sieben von 39 Beständen überhaupt vorhanden und nahmen dort auch nur max. 11 % der Fläche ein) relativiert werden. Zudem ist bei Parametern, die nur eine geringe Bandbreite an Ausprägungen besaßen, nicht klar, ob deren Einfluss gerichtet ist (also mit zu- oder abnehmender Ausprägung auch weiterhin einen gerichteten positiven oder negativen Effekt besitzt) oder ob sich deren Effekt bei zu- oder abnehmender Ausprägung relativiert oder ins Gegenteil umkehrt – was im Falle des Teichrohrsängers im Hinblick auf einen zunehmenden Anteil an Bäumen der Fall sein würde, da die Art keine Wälder besiedelt.

5 Zusammenfassung

Schilfröhrichte sind wichtige Brut-, Rast- und Nahrungshabitate für Vögel und von hohem Wert für den Artenschutz. In der Vergangenheit wurden Röhrichte stark dezimiert und die noch vorhandenen Flächen sind heute vielfältigen Beeinträchtigungen ausgesetzt. Umso wichtiger ist es daher, dass Röhrichte nicht nur vor einer weiteren Zerstörung bewahrt werden, sondern auch eine möglichst hohe Lebensraumqualität aufweisen. Ziel dieser Untersuchung war es daher am Beispiel ausgewählter Schilfröhrichte in Niedersachsen zu analysieren, welche Bedeutung Röhrichtbestände mit unterschiedlichen Eigenschaften als Lebensraum für röhrichtbrütende Singvögel aufweisen und inwiefern die Landnutzung und Lebensraumausstattung in deren Umgebung Einfluss auf

ihre Nutzung durch Röhrichtbrüter nimmt. Aus den Ergebnissen wurden Empfehlungen für den Schutz, die Pflege und die Neuanlage von Schilfröhrichten abgeleitet. Die Erfassungen erfolgten in 24 Schilfröhrichten in den Landkreisen Cuxhaven, Wesermarsch und der Region Hannover. Innerhalb dieser wurden insgesamt 39 Teilflächen einheitlicher Größe („Bestände“) ausgewählt und mit einer Kombination aus Punkt-Stopp-Kartierung und Brutvogelrevierkartierung untersucht, wobei ausschließlich Singvögel betrachtet wurden. Zudem wurden diverse Habitateigenschaften innerhalb der Bestände sowie Landschaftsparameter (Flächenanteile verschiedener Landnutzungen und Lebensräume) in deren Umfeld erhoben und hinsichtlich ihres Einflusses auf die nachgewiesenen Brutvögel analysiert. Insgesamt wurden 17 Singvogelarten mit 194 Revieren erfasst, darunter sechs Röhrichtbrüter mit 152 Revieren (78 % aller Reviere). Teichrohrsänger und Rohrammer waren in fast allen Beständen vertreten. Blaukehlchen und Schilfrohrsänger kamen in 30–40 % der Bestände vor, fehlten in der Region Hannover jedoch komplett. Bartmeise und Rohrschwirl wurden nur selten erfasst. Röhrichtbestände in Cuxhaven und Wesermarsch wiesen signifikant höhere Anzahlen von Röhrichtbrütern auf als in der Region Hannover. Einen positiven Einfluss auf die Gruppe der Röhrichtbrüter (sechs Arten) hatten innerhalb der Bestände hohe Anteile an Altschilf sowie nicht schilfdominierter Gras- und Krautvegetation; negativ wirkten sich hingegen höhere Anteile an Gehölzen sowie offener Wasserflächen aus. Im Umfeld der Bestände hatten u. a. hohe Altschilfanteile einen positiven Einfluss auf Röhrichtbrüter; negativ wirkten sich hingegen u. a. höhere Flächenanteile von Gehölzlebensräumen aus. Die wichtigsten sich hieraus ergebenden Hinweise für den Schutz und die Förderung röhrichtbrütender

Singvögel sind, dass eine zunehmende Verbuschung von Röhrichten mit einer abnehmenden Habitatqualität einhergeht und daher Maßnahmen erforderlich sind, um dieser entgegenzuwirken. Gleichzeitig sind hohe Anteile an Altschilf und nicht schilfdominierter Gras- und Krautvegetation in Röhrichten von hoher Bedeutung, was verdeutlicht, dass Maßnahmen wie eine Pflegemahd keinesfalls zu häufig oder großflächig erfolgen dürfen, um entsprechende Strukturen in hohen Anteilen vorzuhalten. Der negative Effekt höherer Gehölzanteile im direkten Umfeld der untersuchten Schilfbestände zeigt zudem, dass Röhrichte v. a. im Kontext offener Landschaften bedeutsam sind und bei deren Neuanlage eine direkte Nähe zu großflächigen Gehölzlebensräumen gemieden werden sollte.

Dank: Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Forschungsvorhabens „Produktketten aus Niedermoorbiomasse, Modul 4.1 Biodiversität“, dass durch Mittel des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE), des Landes Niedersachsen und des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz gefördert wurde. Wir danken Simon Marks und Julia Roder für die Unterstützung bei den Feldarbeiten und Till Jonas Linke (Biologische Station Osterholz e.V.) für das bereitgestellte Foto und die Informationen zur Schilfmahd an der Unterweser. Zudem danken wir unserer Kollegin Lotta Zoch sowie zwei anonymen ReviewerInnen für ihre hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript.

Unter www.do-g.de/publikationen/vogelwarte/inhalte-online können weitere Materialien zum Beitrag heruntergeladen werden.

Literatur

- Andretzke H, Schröder K & Schikore T 2005: Art bezogene Erfassungshinweise. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeld C (eds) *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*: 104–695. Radolfzell.
- Antoniazza M, Clerc C, Le Nédic C, Sattler T & Lavanchy G 2018: Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. *Biodiversity and Conservation* 27: 749–763. doi: 10.1007/s10531-017-1462-1.
- Bábyak MA 2004: What You See May Not Be What You Get: A Brief, Nontechnical Introduction to Overfitting in Regression-Type Models. *Psychosomatic Medicine* 66: 411–421.
- Báldi A & Moskát C 1995: Effect of reed burning and cutting on breeding birds. In: Bissonette JA & Krausman PR (eds) *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future. Proceedings of the First International Wildlife Management Congress*: 637–642. Wildlife Society, Bethesda.
- Bauer HG, Bezzel E & Fiedler W 2005: *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz*. Band 2: Passeriformes - Sperlingsvögel. 2. Aufl., Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bibby CJ & Lunn J 1982: Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* 23: 167–186. doi: 10.1016/0006-3207(82)90074-X.
- Czybulka D & Kölsch L 2016: Flächenbewirtschaftung und Naturschutzrecht. In: Wichtmann W, Schröder C & Joosten H (eds) *Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung*: 145–148. Schweizerbart, Stuttgart.
- Davidson NC 2014: How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65: 934–941. doi: 10.1071/MF14173.
- Den Hartog C, Květ J & Sukopp H 1989: Reed. A common species in decline. *Aquatic Botany* 35: 1–4. doi: 10.1016/0304-3770(89)90062-4.
- Flade M 1994: *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung*. IHW-Verlag, Eching.

- Flade M, Fischer S & Schwarz J 2025a: Punkt-Stopp-Zählung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertel C, Linke TJ, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R & Sudfeldt C (eds): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 48–50. 1. Überarbeitete Auflage, Münster.
- Flade M, Fischer S & Schwarz J 2025b: Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertel C, Linke TJ, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R & Sudfeldt C (eds): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 44–46. 1. Überarbeitete Auflage, Münster.
- Fontanilles P, Fourcade JM, La Hera I de & Kerbiriou C 2024: Passerines use of maize crop in addition to reedbed in autumn: abundance, diet and food availability in anthropogenic wetland. *Wetlands Ecology and Management* 32: 571–589. doi: 10.1007/s11273-024-09996-x.
- Goc M, Iliszko L & Kopiec K 1997: The effect of reed harvesting on reedbed birds community. *The Ring* 19: 135–148.
- Görn S, Schulze F & Fischer K 2015: Effects of fen management on bird communities in north-eastern Germany. *Journal of Ornithology* 156: 287–296. doi: 10.1007/s10336-014-1125-x.
- Graveland J 1999: Effects of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology* 30: 469–482.
- Grüll A 1983: Schilfbestandesstrukturen und Verteilung von Singvögeln zur Brutzeit in überfluteten Röhrichten des Neusiedlersees. *BFB-Bericht* 47: 157–181.
- Højsgaard S, Halekoh U & Yan J 2006: The R Package geepack for Generalized Estimating Equations. *Journal of Statistical Software* 15: 1–11. doi: 10.18637/jss.v015.i02.
- Kollmann J 2019: Stillgewässer. In: Kollmann J, Kirmer A, Tischew S, Hölzel N & Kiehl K (eds) *Renaturierungsökologie*: 152–170. Springer, Berlin.
- Krüger T, Ludwig J, Pfützke S & Zang H 2014: Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005–2008. Hannover.
- Krüger T & Sandkühler K 2022: Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens. 9. Fassung, Oktober 2021. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 41: 111–174.
- Kube J & Probst S 1999: Bestandsabnahme bei schilfbewohnenden Vogelarten an der südlichen Ostseeküste: Welchen Einfluss hat die Schilfmahd auf die Brutvogeldichte? *Vogelwelt* 120: 27–38.
- Leisler B 1981: Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger. *Vogelwarte* 31: 45–74.
- Lenth R, Singmann H, Love J, Buerkner P & Herve M, et al. 2024: R package ‘emmeans’, Version 1.10.4. doi: 10.32614/CRAN.package.emmeans
- Lindbladh M, Hedwall P-O, Wallin I, Felton A M, Böhlenius H & A Felton 2014: Short-rotation bioenergy stands as an alternative to spruce plantations: implications for bird biodiversity. *Silva Fennica* 48: 1135. doi: 10.14214/sf.1135
- Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK & Toxopeus AG 2014: Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37: 191–203. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x.
- Nemeth E & Dvorak M 2022: Reed die-back and conservation of small reed birds at Lake Neusiedl, Austria. *Journal of Ornithology* 163: 683–693. doi: 10.1007/s10336-022-01961-w.
- Orłowski G & Górka W 2013: Landscape and patch characteristics affecting the assemblages of birds in reedbeds in terrestrial matrix. *Annales Zoologici Fennici* 50: 36–51.
- Ostendorp W, Iseli C, Krauss M, Krumscheid-Plankert P, Moret J-L, Rollier M & Schanz F 1995: Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. *Ecological Engineering* 5: 51–75. doi: 10.1016/0925-8574(95)00014-A.
- Otten M, Linke TH, Schikore T, Bartsch B & Krüger T 2024: Verbreitung, Bestand und Habitatwahl von Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* und Rohrschwirl *Locustella luscinioides* in Niedersachsen und Bremen – Ergebnisse der landesweiten Erfassung 2022. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 50 (2024): 209–245.
- Piepho HP, Büchse A & Emrich K 2003: A Hitchhiker’s Guide to Mixed Models for Randomized Experiments. *Journal of Agronomy and Crop Science* 189: 310–322. doi: 10.1046/j.1439-037X.2003.00049.x.
- Poulin B & Lefebvre G 2002: Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation* 11: 1567–1581.
- Poulin B, Lefebvre G & Mauchamp A 2002: Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107: 315–325. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00070-8.
- R Core Team 2024: R Version 4.4.0. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Risch M 2022: Avifaunistischer Sammelbericht – Heimzug und Brutzeit 2021. *HVV-info*: 9–30.
- Risch M 2024: Avifaunistischer Sammelbericht – Heimzug und Brutzeit 2023. *HVV-info*: 6–25.
- Ryslavý T, Bauer HG, Gerlach B, Hüppop O, Stahmer J, Südbeck P & Sudfeldt C 2020: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13–112.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C, eds 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Vadász C, Németh Á, Biró C & Csörgő T 2008: The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 177–188.
- Valkama E, Lyytinen S & Koricheva J 2008: The impact of reed management on wildlife: a meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation* 141: 364–374. doi: 10.1016/j.biocon.2007.11.006.
- van der Putten WH 1997: Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany* 59: 263–275.
- Wichtmann W, Schröder C & Joosten H, eds 2016: Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart.
- Zitzmann F 2023: Schilfanbauflächen als Lebensraum für Röhrichtbrüter? Abschätzung des Lebensraumpotenzials anhand der Auswirkungen der winterlichen Rohrmahd auf röhrichtbrütende Singvögel in natürlichen Schilfbeständen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55: 26–35. doi: 10.1399/NuL.2023.02.02.
- Zwicker E, Grill A, Dvorak M, Sezemsky R & Ripfel J, eds 1986: Zu den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen Schilfvögeln und ihrem Lebensraum. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72: 411–466.

Spannendes aus dem "Journal of Ornithology"

Invasion in ein bewohntes Gebiet? Nahrungssuche und Beute der Steppenmöwe *Larus cachinnans* in den Niederlanden.

Wenn ich an die Zeit meines Biologiestudiums in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts in Köln zurückdenke, gab es, abgesehen von den Hochseearten, eigentlich nur fünf relevante Möwenarten in Deutschland, die damals alle der Gattung *Larus* zugeordnet wurden: die im Binnenland häufiger anzutreffende Lachmöwe *Larus ridibundus*, Silbermöwe *Larus argentatus* und Sturmmöwe *Larus canus* sowie die beiden fast ausschließlich an den Küsten anzutreffenden Arten Mantelmöwe *Larus marinus* und Heringsmöwe *Larus fuscus*. Hinzu kamen noch Zwergmöwe *Larus minutus* und Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* als Seltenheiten. Damals setzte einen die Lachmöwe in Erstaunen, die in einer beeindruckenden Geschwindigkeit ihren Lebensraum erweiterte und Brutkolonien an der Küste gründete. Die heute als Steppenmöwe *Larus cachinnans* bezeichneten Vögel wurden zu der Zeit noch als eine Unterart der Silbermöwe angesehen.

Dabei muss man berücksichtigen, dass der Name *Larus cachinnans* im Laufe der letzten Jahrzehnte für ganz unterschiedliche Möwentaxa verwendet worden ist. Die interne Systematik der Gattung *Larus* ist äußerst komplex und die Erforschung der genauen taxonomischen Verhältnisse führten in den letzten Jahrzehnten zu zahlreichen wissenschaftlichen Diskussionen. Viele Fragen hierzu sind noch nicht abschließend geklärt und so sind auch aktuell die Nomenklatur und die Taxonomie der Gruppe umstritten. In den 1980er Jahren wurden mehrere bis dahin als Unterarten der Silbermöwe geführte Großmöwen-Taxa zu einem neuen Taxon Weißkopfmöwe *Larus cachinnans* zusammengefasst. Namensgebend war, dass diese Tiere weißköpfiger als vergleichbare Silbermöwen wirkten. Eine weitere Begründung war, dass die Vögel im Adultkleid alle gelbe Beine haben - im Unterschied zur Silbermöwe, die fleischfarbene Beine hat. Feldbeobachtungen zeigen jedoch, dass die Beinfarbe häufig variabel ist und sich als Unterscheidungsmerkmal nur bedingt eignet. So gab es zum Beispiel im Baltikum eine Population von Silbermöwen, bei der alle adulten Vögel gelbe Beine hatten. Diese wurde dann zeitweise als eine eigene Unterart geführt und später dann dem Taxa Weißkopfmöwe zugerechnet.

Genetischen Untersuchungen vor ungefähr 25 Jahren haben dann aber gezeigt, dass die Weißkopfmöwe ein paraphyletisches Taxon ist. Es wurde daher unter anderem in die Taxa Mittelmeermöwe *Larus michahellis* und Steppenmöwe *Larus cachinnans* aufgespalten. Hier-

bei ist die Mittelmeermöwe genetisch näher mit der Silbermöwe verwandt und die Steppenmöwe steht der Heringsmöwe verwandtschaftlich nahe. Aber auch diese Aufspaltung blieb nicht ohne Diskussionen. So blieb zum Beispiel der Status der Armeniermöwe *Larus armenicus* umstritten. Das heißt aber, dass ältere Literaturhinweise zur Verbreitung von Großmöwen kritisch zu bewerten sind. Quellen zu *Larus cachinnans* können durchaus Mittelmeermöwen und nicht Steppenmöwen meinen, und beide Arten können historisch auch noch unter Silbermöwe erwähnt sein.

Die Unterscheidung von Mittelmeer- und Steppenmöwe im Feld ist zumeist schwierig, zumal es auch großflächige Hybridisierungen untereinander und mit anderen Möwenarten, wie zum Beispiel mit der Silbermöwe gibt. Die Mittelmeermöwe ist etwas kleiner als die Steppenmöwe, hat einen im Verhältnis größeren Kopf und auch die Zeichnung der Handschwingen ist unterschiedlich. Ihre Brutverbreitung liegt westlicher als die der Steppenmöwe und umfasst große Teile der Küsten des Mittelmeeres, der Iberischen Halbinsel sowie Makaronesiens. Dagegen liegt das Brutgebiet der Steppenmöwe an der gesamten nördlichen Schwarzmeerregion und dem Asowschen Meer (Tsevelykh 2022) und erstreckt sich von dort nach Osten über das Kaspische Meer und den Aralsee bis zum Yssyk-Köl See in Zentralasien. Im Norden siedelt die Steppenmöwe an den Unterläufen des Dnister, Dnepr sowie der Wolga und kommt zerstreut bis Moskau vor. Seit 1979 brütet sie auch in der Region um Bukarest. Die Ausbreitung der Steppenmöwen nach Westen begann im späten 20. Jahrhundert über die mitteleuropäischen Flusssysteme. Die ersten Brutversuche wurden im Jahr 1982 in Litauen beobachtet, dann folgten 1989 Ansiedlungen in Weißrussland und der Slowakei (Litwiniak et al. 2021), 1990 in Tschechien (Chytil et al. 2022), 1992 in Polen (Skórka et al. 2005), 1996 in Ungarn (Litwiniak et al. 2021) und im Jahr 2000 dann in Deutschland (Boschert 2005). Das heißt, die Steppenmöwe hat ihr Brutgebiet über eine Entfernung von rund 2.500 km innerhalb von nur drei Jahrzehnten ausgedehnt (Klein & Neubauer 2006; Litwiniak et al. 2021; Chytil et al. 2022). Eine Verbindung der besiedelnden Vögel mit der Schwarzmeerregion konnte durch Farbringprogramme am Schwarzen und Asowschen Meer sowie in der Ukraine belegt werden (Rudenko 2007; Dubinina 2015).

Die Niederlande, der bisher westlichste Teil des neuen Brutverbreitungsgebiets der Steppenmöwe, wurden um

das Jahr 2012 besiedelt. Schnell bildeten sich verschiedene kleine Kolonien und nach 2020 kam es zu einem starken Populationsanstieg (Kelder et al. 2023, SOVON 2024). Etwa zur gleichen Zeit hatten die verwandten Arten Silber- und Heringsmöwe in den Niederlanden mit schwindenden Ressourcen, geringem Fortpflanzungserfolg und Populationsrückgängen zu kämpfen (Camphuysen et al. 2024).

Vor diesem Hintergrund haben sich die fünf Autoren der vorliegenden Studie vom Königlichen Niederländischen Institut für Meeresforschung (NIOZ) auf Texel und der Universität Amsterdam in den Niederlanden gefragt, was die Steppenmöwe befähigt, sich so erfolgreich in einem Gebiet zu etablieren, welches schon von zwei verwandten Arten besiedelt ist. Sie wollten ermitteln, ob eine Konkurrenzsituation um Nahrungsressourcen und Habitate zwischen den drei ähnlichen Möwenarten vorliegt und wie sich diese darstellt. Mit anderen Worten, sie wollten wissen wie hoch die Chance für die Steppenmöwen aussieht sich in den Niederlanden zu behaupten. Um die von den Steppenmöwen benötigten Ressourcen zu ermitteln, haben die Autoren zum einen grundlegende Daten zur Brutbiologie und Nahrungspräferenz der Steppenmöwe in einer Brutkolonie im Jahr 2023 ermittelt, sowie zum anderen zehn der brütenden Tiere mit Käfigfallen gefangen und mit GPS-Trackern markiert (Camphuysen et al. 2025). Die Geräte konnten dabei nicht nur den Aufenthaltsort aufzeichnen, sondern lieferten zusätzlich auch Daten zu den Verhaltensweisen der Tiere. Die Untersuchungen erfolgten auf dem künstlichen Archipel De Kreupel im IJsselmeer in den Niederlanden. Diese kleine Gruppe künstlicher Sandinseln wurde 2004 angelegt, ist ungefähr 70 Hektar groß und wird von rund 30 Wasservogelarten als Brutgebiet genutzt, darunter je nach Jahr fünf bis sechs Möwenarten. Die Zahl der brütenden Silbermöwen ist von rund 75 Paaren in den Jahren 2018 und 2019 auf aktuell rund 20 Paare zurückgegangen. Die jährliche Zahl der brütenden Heringsmöwen schwankt zwischen 350 und 400 Paaren. Im Jahr 2019 brüteten vier Steppenmöwenpaare auf De Kreupel. Die Population stieg über 15 Paare im Jahr 2020 auf 39 im Jahr 2021 und 55 im Jahr 2022 (Kelder et al. 2023). Das umliegende IJsselmeer ist mittlerweile ein 1.100 Quadratkilometer großer Süßwassersee mit einer durchschnittlichen Wassertiefe von nur 4,5 Meter. Diese ursprünglich flache Meeresbucht wurde 1932 durch einen großen Deich vom Meer getrennt und ist seitdem ausgesüßt. Im Jahr 1975 wurde das IJsselmeer durch einen weiteren Deich in zwei Teile geteilt, wobei der Name IJsselmeer für den nördlichen Teil beibehalten wurde, in den auch der Fluss IJssel mündet. Die südliche Hälfte erhielt den Namen Markermeer. Zwischen 1929 und 1967 wurden in erster Linie im Süden fast 2.000 Quadratkilometer neue Polder angelegt, die viel größer und besser entwässert sind, als die viel älteren Polder im Westen. Die Autoren legten ein Gitter von 2' Breiten-

grade $\times$ 3' Längengrade (ungefähr 2,2 $\times$ 2,4 Kilometer) über das Gebiet und unterteilten es je nach vorherrschendem Habitat-Typ in sechs Kategorien, wie große Wasserflächen, kleine Wasserflächen, neue Polder, alte Polder und Küstenvorgebiete. Die Kolonie wurde durch zwei dieser Rechtecke charakterisiert. So konnten die Autoren die mittels GPS erhaltenen Aufenthaltsdaten der Steppenmöwen mit verschiedenen Habitaten in Verbindung bringen.

Die Autoren konnten im Jahr 2023 auf de Kreupel insgesamt 81 Nester der Steppenmöwe mit einer durchschnittlichen Gelegegröße von $2,79 \pm 0,54$ Eiern identifizieren. Aus mindestens 89,9 % der Eier schlüpften Küken und brachten $2,59 \pm 0,78$ Jungtiere pro Nest hervor. Aus 72 Nester konnten 177 Jungtiere mit Farbringen individuell markiert werden. Die ermittelten brutbiologischen Parameter der zehn Paare, bei denen einer mit einem GPS Sender markiert war, waren identisch mit denen der restlichen 62 Nestern. Aus den biometrischen Daten der geschlüpften Jungtiere geht hervor, dass die Eiablage im Durchschnitt um den 9. April $\pm 4,5$ Tagen begann (Bereich: 31. März bis 19. April 2023, $n = 127$). Von den brütenden Steppenmöwen konnte die Herkunft von 16 anhand von Farbringen bestimmt werden. Acht waren im Osten Deutschlands als Küken beringt worden, zwei als Küken in Polen und zwei weitere als Küken in De Kreupel selbst. Dazu kamen vier Vögel, die als Brutvögel auf De Kreupel in den vorherigen Jahren beringt wurden.

Die Autoren verglichen die ermittelten Daten der Steppenmöwe mit ihren Studien auf Texel zu Silber- und Heringsmöwen. Die Gelegegrößen waren sehr ähnlich ($2,71 \pm 0,1$ bzw. $2,70 \pm 0,1$ Eier pro Nest; $n = 1.262$ und 1.533 Gelege über 18 Studienjahre), aber der Schlupferfolg von 90 % war bei den Steppenmöwen auf de Kreupel sehr viel höher als der von Silber- und Heringsmöwen auf Texel ($70,0 \pm 6,7$ % bzw. $71,2 \pm 8,3$ %). Auf Texel führte dies dazu, dass nur $1,89 \pm 0,22$ bzw. $1,91 \pm 0,29$ Jungtiere das Nest verließen, also rund 26 % weniger als bei den Steppenmöwen. Die Autoren schließen aus dem hohen Schlupferfolg der Steppenmöwen auch auf einen hohen Bruterfolg. Letztendlich haben sie zwar die Anzahl der flügge gewordenen Küken nicht bestimmt, konnten aber viele der individuell farbmarkierten Küken als Jungvögel beobachten. Auch schließen sie aus dem Fehlen von Totfunden auf einen hohen Bruterfolg. Dieser ist die Grundlage für den Erfolg der Steppenmöwen vor Ort.

Um Aussagen über die Nahrung der Steppenmöwen machen zu können, haben die Autoren die Umgebung ihrer markierten Nester nach Beuteresten, Kükenfutter und Speiballen abgesucht. Von den insgesamt 410 Beuteproben enthielten 396 Beutetiere (97,2 %) bei denen es sich entweder um Fische (68 %), Vögel (25 %) oder Säugetiere (9 %) handelte. Hierbei waren die Süßwasserrundfische die mit Abstand die zahlenmäßig größte Beute (65 % mit mindestens 358 Einzel-

beutetieren). Die am häufigsten vorkommenden Vertreter waren Rotaugen *Rutilus rutilus*, Zander *Stizostedion lucioperca*, Flussbarsch *Perca fluviatilis*, Schwarzmaul-Grundel *Neogobius melanostomus* und der Kaulbarsch *Gymnocephalus cernuus*. Die drei gefundenen Salzwasserfischarten sind im Süßwasser des IJsselmeeres verbreitet. Es waren entweder wandernde Arten wie der Europäische Aal *Anguilla anguilla* und die Atlantische Forelle *Salmo trutta*, die zwischen Süß- und Salzwasser wechseln, oder Süßwassertolerante Arten, wie die Europäische Flunder *Platychthys flesus*. Bei den erbeuteten Vögeln handelte es sich hauptsächlich um Eier oder Küken von Gänsen und Enten *Anatidae* sowie Kormoranen *Phalacrocorax carbo* und Heringsmöwen. Zu den Beutetieren gehörten kleine Nagetiere, Spitzmäuse *Soricidae*, Wanderratten *Rattus norvegicus* und Maulwürfe *Talpidae*. Im Vergleich zu den Ernährungsstudien der Autoren an Silbermöwen und Heringsmöwen in nahegelegenen Kolonien zwischen 2005 und 2023 zeigten sich auffällige Unterschiede. Die Steppenmöwen erbeuten viel häufiger Süßwasserfische und Vögel und haben nur eine geringe Neigung zum Kannibalismus. Insekten und Krebstiere spielen bei ihnen nur eine untergeordnete Rolle als Nahrungsorganismen.

Die Analyse der GPS Daten ergab, dass die Vögel die meiste Zeit innerhalb der Kolonie verbrachten und sie war mit $78,3 \pm 9,0$ % an der gesamten Aufzeichnungszeit ziemlich konstant. Die Vögel bewegten sich in einem Radius von 90 Kilometer um die Kolonie. Ihr Aktionsradius umfasste fast das gesamte IJsselmeer und Markermeer, landwirtschaftliche Flächen in Poldern, eine Vielzahl von Feuchtgebieten (Seen, Flüsse, Gräben, Kanäle) und städtische Gebiete. Die meiste Nahrungssuche fand im Umkreis von 65 Kilometer um die Kolonie statt. Obwohl damit sowohl das Wattenmeer (25 Kilometer) als auch die Nordsee (40 Kilometer) in Reichweite waren, wurden die Meeresgebiete von keiner markierten Steppenmöwe genutzt. Auch alle größeren Städte in Reichweite wurden nicht angefliegen.

Die Flüge der markierten Tiere erfolgten von der Kolonie aus in alle Richtungen, obwohl die Tiere den Sektor südlich der Kolonie bevorzugten. 70 % ihrer Zeit außerhalb der Kolonie verbrachten sie dort, wobei die individuellen Unterschiede in der Flächennutzung beträchtlich waren. Nach Habitattyp verbrachten die Tiere $44,3 \pm 17,8$ % (Spannbreite 20 - 77 %) ihrer Zeit außerhalb der Kolonie in den Küstenvorlandzonen, hauptsächlich entlang der Küste von Nordholland. An zweiter Stelle stand die Nutzung großer Feuchtgebiete ($25,8 \pm 16,4$ % der Zeit außerhalb der Kolonie, Spanne 3 - 63 %), was zwangsläufig das Pendeln über das IJsselmeer zu anderen Futtergründen mit sich brachte. Von besonderer Bedeutung waren auch alte Polder ($12,8 \pm 15,8$ %, Spannbreite 0 - 47 %) und kleinere Feuchtgebiete ($10,0 \pm 15,7$ %, Spannbreite 0 - 45 %). Die neuen Polder zogen

dagegen nur wenige Steppenmöwen an. Dies ist wohl ein Resultat der intensiveren landwirtschaftlichen Tätigkeit, die sich negativ auf die natürliche Artenvielfalt auswirkt.

Die Autoren verglichen auch die ermittelte Raumnutzung mit denen der beiden verwandten Arten. Mit der Vermeidung aller Gezeitenbereiche der Wattenmeer- und Nordseestrände unterscheiden sich die Steppenmöwen deutlich von den Silbermöwen, die diese Gebiete ausgiebig nutzten (van Donk et al. 2017). Heringsmöwen verbringen dagegen einen Großteil ihrer Nahrungssuche an den tieferen Rinnen im Wattenmeer sowie auf der offenen Nordsee (Camphuysen 1995; Tyson et al. 2015) und nach den Trackingdaten der Autoren nutzen Heringsmöwen im Sommer auch häufig die städtischen Gebiete (Goumas et al. 2024), ein weiterer Makrolebensraum von geringer Bedeutung für Steppenmöwen. Die Makrohabitate, in denen diese drei Arten gemeinsam vorkamen, waren Polder, Süßwasserreservoirs und Feuchtgebiete.

Die Studie zeigte eine mehrfache ökologische Trennung zwischen den Arten als Ergebnis von Unterschieden bei der Beutewahl, der räumlichen Trennung in Mikro- und Makrohabitaten sowie einem wesentlichen Unterschied in den saisonalen Zeitabläufen. Die Steppenmöwen konzentrierten sich auf Süßwasserhabitate, Gräben und Kanäle in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, während sie küstennahe Meeres- und Gezeitengebiete mieden und in größeren Gebieten, in denen auch andere Arten vorkamen, unterschiedliche Beute machten. Hinzu kommt, dass die Steppenmöwen einen Monat früher mit der Brut begannen als ihre beiden sympatrischen Verwandten, so dass ihr Energiebedarf seinen Höhepunkt während der Aufzucht der Jungen deutlich früher erreichte als bei den etablierten Arten. Die Steppenmöwen sind zu Beginn ihrer Kolonisation nicht in besetzte Gebiete eingedrungen, sondern fanden eine für sie offene Nische.

- Boschert M 2005: Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 bis 2003. Vogelwelt 126: 1-51.
- Camphuysen CJ 1995: Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. Ardea 83: 365-380.
- Camphuysen CJ, van Donk SC, Shamoun-Baranes JZ & Kentie R 2024: The annual cycle, breeding biology and feeding ecology of the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. Ardea 112: 31-61.
- Camphuysen KCJ, Kelder L, Kentie R, Schreurs TAW & Shamoun-Baranes JZ 2025: Invading occupied territory? Foraging whereabouts and prey of the Caspian Gull (*Larus cachinnans*) colonising The Netherlands. J. Ornithol. <https://doi.org/10.1007/s10336-025-02252-w>.
- Chytil J, Krejci S, Literak RL & Literak I 2022: History, dispersal and habitat selection in Central European Caspian gulls *Larus cachinnans*: a study of birds originating from a single breeding colony. Biologia 77: 395-409.

- Dubinina YY 2015: The seasonal placement of the Caspian Gull *Larus cachinnans* from the northern-western coast of the Azov Sea based on ringing results. *Avocetta* 39: 59-66.
- Goumas M, Berkin CR, Rayner CW & Boogert NJ 2024: From the sea to the city: explaining gulls' use of urban habitats. *Front. Ecol. Evol.* 12: 1256911.
- Kelder L, Buijs R-J, de Jong A & Muusse M 2023: Onderzoek aan broedende Pontische Meeuwen (*Larus cachinnans*) in het IJsselmeergebied 2022. www.gull-research.org/cachinnans/01holland01.html.
- Klein R & Neubauer G 2006: Influxes of Caspian Gulls *Larus cachinnans* and Yellow-legged Gulls *L. michahellis* into northern Central Europe – origin, causes, course and trend. *Vogelwelt* 127: 91-97.
- Litwiniak K, Przymencki M & de Jong A 2021: Breeding-range expansion of the Caspian Gull in Europe. *Brit Birds* 114: 331-340.
- Rudenko AG 2007: Migration of Pontic Gulls *Larus cachinnans* form 'ponticus' ringed in the south of Ukraine: a review of recoveries from 1929 to 2003. In: Boere GC, Galbraith CA & Stroud DA (eds) *Waterbirds around the world*. TSO Scotland, Edinburgh: 553-559.
- Skórka P, Wójcik JD & Martyka R 2005: Colonization and population growth of Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* in southeastern Poland: causes and influence on native species. *Ibis* 147: 471-482.
- SOVON 2024: Pontische Meeuw *Larus cachinnans* – Caspian Gull. <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5925>. Abgerufen 26 Aug 2024.
- Tsevelykh AN 2022: Distribution of sibling species Yellow-legged Gull, *Larus michahellis* and Caspian Gull, *Larus cachinnans* (Charadriiformes, Laridae), on the Black Sea Coast. *Zoodiversity* 56: 165-170.
- Tyson C, Shamoun-Baranes JZ, van Loon EE, Camphuysen CJ & Hintzen NT 2015: Individual specialization on fishery discards by Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *ICES J. Mar. Sc.* 72: 1882-1891.
- van Donk SC, Camphuysen CJ, Shamoun-Baranes JZ & van Meer J 2017: The most common diet results in low reproduction in a generalist seabird. *Ecol. Evol.* 7: 4620-4629.

Frank R. Mattig

Leben am Rande einer Großstadt: Bestandsentwicklung, Bewegungsmuster, Nahrungshabitate und Erkundungsverhalten von in Hamburg (Norddeutschland) brütenden Schwarzkopfmöwen *Ichthyaeetus melanocephalus*.

Die Schwarzkopfmöwe *Ichthyaeetus melanocephalus* gehört mit einer Spannweite von 94 bis 102 Zentimetern zu den kleineren bei uns vorkommenden Möwenarten. Im Prachtkleid wird sie häufig mit der auf den ersten Blick sehr ähnlichen Lachmöwe *Chroicocephalus ridibundus* verwechselt. Beide haben eine vergleichbare Größe und im Prachtkleid einen auffallend dunklen Kopf. Diese Kapuze ist bei der Lachmöwe jedoch dunkelbraun und reicht nur bis zum Hinterkopf. Die Kapuze der Schwarzkopfmöwe ist dagegen tiefschwarz und zieht sich bis in den Nacken herab. Auch sind die Handschwingen der Schwarzkopfmöwen reinweiß, während die Flügel der Lachmöwen gräulich sind und die Handschwingen schwarze Markierungen enthalten. Bei der Schwarzkopfmöwe sind die Füße und der Schnabelschaft dunkelrot. In dem äußeren Drittel des Schnabels verläuft ein dunkles Band und die Spitze kann auch gelb bis orange gefärbt sein. Die Jungvögel sind oberseits bräunlich/grau gefleckt und mausern im Winter zu einem hellem Grau. Im Schlichtkleid fehlt die schwarze Kappe, dafür befinden sich auf dem Hinterkopf graue Striche und hinter dem Auge ein waagerechter dunkelgrauer Fleck.

Die Brutverbreitung der ursprünglich von der ukrainischen Schwarzmeerküste stammenden Möwe hat sich seit den 1960er/1970er Jahren über das europäische Festland bis an die südliche Nordseeküste, Großbritannien, Frankreich und Spanien ausgebreitet (Keller et al. 2020). So brüteten Mittelmeermöwen in den Niederlanden und Belgien bis etwa 1970 nur selten und unregelmäßig.

Die dortigen Brutpopulationen haben sich aber etabliert und sind dann in den letzten 20 Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts exponentiell gestiegen (Meininger & Flamant 1998). Auch in Frankreich hat die Zahl der Brutpaare beeindruckend zugenommen und erreichte nach einer Erhebung vor gut 15 Jahren 10.000 bis 11.000 Paare (Issa & Müller 2015). In Süddeutschland wurde die erste Schwarzmöwenbrut sogar schon 1951 registriert. In Deutschland war die Zunahme der Zahl an Brutpaaren jedoch weniger stark als in den beiden Nachbarländern. Die Zahlen sind aber kontinuierlich gestiegen, wenn auch mit häufigen Schwankungen in der lokalen Verbreitung (Boschert 2002; Gedeon et al. 2014). Ein Verbreitungshotspot in Nordwesteuropa ist das Gebiet an der unteren Elbe einschließlich der Stadt Hamburg (Keller et al. 2020), wo mehrere Brutkolonien existieren. Obwohl die Mittelmeermöwe ihr Brutareal stark erweitert hat, ist die Brutpopulation auf europäischer Ebene jedoch rückläufig (Keller et al. 2020), und die Art ist in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie als allgemein erhaltungsrechtlich bedenklich aufgeführt. Die Lage ist aber nicht ganz einfach zu beurteilen, da die Mittelmeermöwe bekanntermaßen eine stark vagabundierende Art ist (Jankowiak et al. 2025).

Vor diesem Hintergrund wollten die fünf Autoren vom Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und freien Einrichtungen in der vorliegenden Studie zunächst die aktuelle

Populationsentwicklung der Mittelmeermöwe an der Unterelbe beschreiben sowie Daten zur lokalen Lebensraumnutzung, dem Nahrungssuchverhalten und dem Prospektionsverhalten sammeln (Garthe et al. 2025).

Die Autoren rekonstruierten die Brutbestandsentwicklung in ihrem Untersuchungsgebiet, das in erster Linie das Hamburger Stadtgebiet sowie die Gebiete beiderseits der Elbe Richtung Nordsee bis ungefähr Glückstadt umfasst, anhand eigener Zählungen, Literaturdaten, Zählungen lokaler Ornithologen und Daten aus dem Portal Ornitho.de.

Zur Analyse ihrer Raumnutzung und ihres Nahrungssuchverhaltens fingen die Autoren Mittelmeermöwen Anfang Juni 2021 und 2022 auf dem 70.000 Quadratmeter großen Dach der Fiege Logistik Stiftung & Co. KG in Hamburg-Moorfleet am Rande der Hamburger Innenstadt mit Klappfallen auf ihren Nestern und stateten sie mit GPS-Datenloggern aus. Das Dach des Gebäudes beherbergt eine gemischte Möwenkolonie (Garthe & Mitschke 2023), die sich in den Untersuchungsjahren aus Mittelmeermöwen (30 bzw. 134 Paare), Sturmmöwen *Larus canus* (993 bzw. 660 Paare), Heringsmöwen *Larus fuscus* (159 bzw. 158 Paaren) und Silbermöwen *Larus argentatus* (183 bzw. 145 Paare) zusammensetzte. Das Geschlecht der Versuchstiere wurde anhand einer Federprobe genetisch bestimmt und 2022 erhielten sie zusätzlich noch einen individuellen Farbring. 2021 fingen die Autoren fünf Tiere und 2022 acht. Insgesamt wurden zehn männliche und drei weibliche Versuchsvögel besendert. Die verwendeten Geräte wogen inklusive dem Brustgurten zur Befestigung 10 Gramm (Garthe et al. 2022). Dies entspricht im Schnitt 3,1 % der mittleren Körpermasse von 321 Gramm der gefangenen erwachsenen Mittelmeermöwen ($n = 13$ Individuen, Spannweite 2,7 - 3,5 %, bei Körpermassen von 286 - 377 Gramm). Sie enthielten ein Solarpanel zum Aufladen der Batterie, was einen langfristigen Einsatz ermöglichte und zeichneten Uhrzeit, Datum, geografische Position und Bewegungsgeschwindigkeit auf. Unstimmige Daten wurden von der Auswertung von den Autoren manuell ausgeschlossen. Die erhaltenen Positionsdaten wurden visualisiert, mit Gezeitendaten und elektronisch verfügbaren geographischen Daten verschnitten und von den Autoren in sechs Kategorien unterteilt (grüne Stadtflächen, Sportplätze, nicht bewässerte Ackerflächen, Weiden, Gewässer und Wattflächen). Auch die Positionen der bekannten Brutplätze wurden berücksichtigt. Um diese legten die Autoren einen Radius fest, außerhalb dessen sie erst Bewegung als Nahrungsflüge werteten. Prospektionsbesuche in anderen Kolonien wurden definiert als mindestens zwei aufeinanderfolgende und stationäre Positionen in einer bekannten Möwenkolonie (Kralj et al. 2023). Fehler durch einfache Überflugaktivitäten konnten so vermieden werden.

Die Datenanalyse der Autoren ergab, dass Mittelmeermöwen erstmals 1982 erfolgreich in der Region

Hamburg brüteten und zwar auf der Insel Lühesand. Seit 1987 brütet die Art regelmäßig auf der Insel. Dort befindet sich auch eine große Brutkolonie von Sturmmöwen (Garthe 1996). Die Zahl der Brutpaare im Untersuchungsgebiet blieb bis Ende der 1990er Jahre gering und stieg Ende der 2000er Jahre schnell auf rund 150 Paare an. In der Folge waren die Zahlen leicht rückläufig und es kam zu häufigen Standortwechseln. Im Jahr 2011 wurde das große Fiege-Dach in Hamburg-Moorfleet als Brutplatz für Mittelmeermöwen entdeckt und es gewann mit der rückläufigen Nutzung von Lühesand als Brutkolonie zunehmend an Bedeutung. Nach 2019 stiegen die Brutzahlen noch einmal deutlich an, mit Wechseln von Paaren zwischen Lühesand, Hamburg-Moorfleet und einer neuen Kolonie auf dem stillgelegten Kernkraftwerk Stade. Die Gesamtzahl in der Region Hamburg belief sich im Jahr 2024 auf 316 Brutpaare. Die Autoren konnten insgesamt sieben relevante Brutkolonien in ihrem Untersuchungsgebiet ausmachen (Lühesand, Hafenregion Hamburg, Hamburg-Moorfleet, das stillgelegte Kernkraftwerk Stade, die Mülldeponie Bützfleth, Pagensand und der Hafen Wedel).

Die Auswertung der Datensender ergab, dass sowohl 2021 als auch 2022 die meisten Nahrungsflüge der Schwarzkopfmöwen in Richtung Süden und Südosten führten, aber die Tiere unternahmen auch regelmäßig lange Flüge in Richtung Westen und Nordwesten. Die Nahrungssuche dauerte bis zu 59,2 Stunden, die maximale Entfernung von der Kolonie betrug 115,2 Kilometer. Die Gesamtdistanzen, die bei den Nahrungssuchflügen zurückgelegt wurden, lagen zwischen 3,0 und 514,2 Kilometern. Die wichtigsten Nahrungshabitate waren Grünland (im Mittel 62 %) und Ackerflächen (im Mittel 26 %).

Neun der 11 analysierten Schwarzkopfmöwen zeigten ein Prospektionsverhalten (Erkundungsbesuche) von anderen Möwenkolonien. Die Erkundungszeiten pro Individuum dauerten zwischen 2,2 und 11,1 Stunden (Mittelwert 5,4 Stunden). Am Ende ihrer individuellen Brutzeit verließen zehn Vögel nur die Kolonie Hamburg-Moorfleet und verblieben dann in mindestens einer anderen Möwenkolonie in Norddeutschland noch ein paar Tage. Nur ein Tier verließ die Region direkt.

Die Autoren schlussfolgern, dass sich die Schwarzkopfmöwen in Norddeutschland durch räumlich variable Brutplatzstandorte auszeichnen. Sie wechseln die Plätze zwischen und sogar innerhalb von Jahren. Dies geht mit einem hohen Maß an Erkundungsverhalten einher, so dass sie auch innerhalb der gleichen Brutsaison erneut in einer „Folgekolonie“ brüten können. Die Autoren werten dieses als Reaktion der Mittelmeermöwen auf eine schwankende Eignung der einzelnen Brutplätze. Die Küken der Mittelmeermöwen schlüpfen zum Beispiel im Vergleich zur Sturmmöwe ein bis zwei Wochen später und die Küken der Silber- und Lachmöwe schlüpfen sogar noch vor denen der Sturmmöwen. Das heißt in den gemischten Möwenkolonien

können die Mittelmeermöwen einem starken Präzessionsdruck ausgesetzt sein auf den sie mit der Erkundung einer geeigneteren Kolonie reagieren und gegebenenfalls dort sogar noch ein Nachgelege beginnen können. Spätestens in der nächsten Saison wird dann die schon erkundete neue Kolonie genutzt. Das heißt, dass die Mittelmeermöwen sich nicht auf einen Brutplatz festlegen, sondern sie haben mehrere mögliche Koloniestandorte im „Blick“ und nutzen flexibel den günstigsten. Dies ist für den Schutz der Art eine wichtige Information. Im Gegensatz dazu scheint die Nutzung von Nahrungshabitaten, einschließlich lokaler und traditioneller Nahrungsplätze sehr konsistent zu sein.

- Boschert M 2002: Bestandssituation der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* in Deutschland unter Einbeziehung der Ergebnisse der ersten bundesweiten Zählung 1999. Vogelwelt 123: 241-252.
- Garthe S 1996: Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Band 3. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Garthe S, Haecker K, Mitschke A, Dierschke V & Schwemmer P 2025: Urban life of an elusive species: population trends, movement patterns, foraging habitats, and prospecting in Mediterranean Gulls (*Ichthyaeetus melanocephalus*) breeding in Hamburg, northern Germany. J. Ornithol. <https://doi.org/10.1007/s10336-024-02251-3>.
- Garthe S & Mitschke A 2023: Möwen in der Stadt: Über den Dächern von Hamburg. Falke 70, Sonderheft: 30-34.
- Garthe S, Schwemmer P, Kubetzki U & Heinze B 2022: Effects of agricultural practices on foraging habitats of a seabird species in the Baltic Sea. Ecol. Evol. 12: e9551.

- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudfeldt C, Eikhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavý T, Stübing S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F & Witt K 2014: Atlas deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring & Deutschland Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Issa N & Muller Y 2015: Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Jankowiak L, Sidelnik M, Siekiera J, Szymczak J, Zieliński P & Marchowski D 2025: First year-round movement tracking of the Mediterranean Gull (*Ichthyaeetus melanocephalus*) in Europe: insights and conservation recommendations for declining population. J. Ornithol. 166: 39-54.
- Keller V, Herrando S, Vorisek P, Franch M, Kipson M, Milanese P, Marti D, Anton M, Klvanova A, Kalyakin MV, Bauer H-G & Foppen RPB 2020: European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, abundance and change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Kralj J, Ponchon A, Oro D, Amadesi B, Arizaga J, Baccetti N, Boulonier T, Cecere JG, Corcoran RM, Corman A-M, Enners L, Fleishman A, Garthe S, Grémillet D, Harding A, Igual JM, Jurinovic L, Kubetzki U, Lyons DE, Orben R, Paredes R, Pirrello S, Recorbet B, Shaffer S, Schwemmer P, Serra L, Spelt A, Tavecchia G, Tengeres J, Tome D, Williamson C, Windsor S, Young H, Zenatello M & Ruben F 2023: Active breeding seabirds prospect alternative breeding colonies. Oecologia 201: 341-354.
- Meininger PL & Flamant R 1998: Breeding populations of Mediterranean Gull *Larus melanocephalus* in The Netherlands and Belgium. Sula 12: 129-138.

Frank R. Mattig

Durchquerung der Sahara in kurzen Etappen: der vollständige Zug der Orpheusgrasmücke *Curruca hortensis*.

Die Orpheusgrasmücke *Curruca hortensis* ist neben der Sperbergrasmücke *Curruca nisoria* die größte mittel-europäische Grasmücke. Letztere ist in Deutschland heimisch und brütet mit knapp 10.000 Paaren vornehmlich in sonnigen, offenen Wiese- oder Heidelandchaften im Osten der Republik. Sie hat eine Flügelspannweite von 26 bis 29 Zentimeter und ein Gewicht von 28 bis 32 Gramm. Bei beiden Geschlechtern ist die Oberseite graubraun und die helle Brust dunkelgrau gesperrt wobei die Männchen intensiver gefärbt sind. Mit ihrem spitzen Schnabel und der leuchtend gelben Iris erinnern die Vögel an einen weiblichen Sperber. Die Sperbergrasmücke ist ein Langstreckenzieher. Von Mai bis September hält sie sich in ihren Brutgebieten in Mittel- und Osteuropa auf und zieht dann zu ihren Winterquartieren im tropischen Ostafrika. Auf dem Zug ist sie ausschließlich auf der Ostroute über den Bosphorus zu finden.

Im Gegensatz dazu ist die Orpheusgrasmücke in Deutschland eine absolute Seltenheit. Sie ist mit einer

Flügelspannweite von 20 bis 25 Zentimeter und einem Gewicht von 20 bis 27 Gramm etwas kleiner als die Sperbergrasmücke. Auffällig ist ihr dunkler Kopf im Kontrast zur weißen Kehle und den hellen Augen. Sie brütet in lockeren Laubwäldern, buschigen Streuobstwiesen, verlassenen Gärten und entlang von Flüssen. Das europäische Brutgebiet ist auf die Iberische Halbinsel (90 % der europäischen Gesamtpopulation, etwa 150.000 Paare), auf lokale Vorkommen in Südfrankreich (15.000 Paare) und auf einige hundert Paare in Italien beschränkt (Gordo et al. 2020). Darüber hinaus erstreckt sich das Brutgebiet der Art aber noch bis nach Nordafrika, von Marokko bis in den Nordosten Libyens. Auch die Orpheusgrasmücke ist ein Langstreckenzieher. Sie überwintert in Afrika südlich der Sahara im Bereich der Sahelzone in einem Streifen von der Westküste Afrikas bis zum Tschad. Aus diesem Gebiet gibt es Feldnachweise die zeigen, dass die Art eine ausgeprägte Präferenz für semiaride und aride bewaldete Lebensräume hat (Zwarts et al. 2023) sowie auch Beobachtun-

gen entlang der potenziellen Zugrouten im Winter (Zwarts et al. 2023). Bisher fehlen aber Ringwiederfunde anhand derer die Zugroute der Vögel rekonstruiert werden kann. Die Datenlage zum Zug der Orpheusgrasmücke ist so gering, dass die Art nicht in den jüngsten Migrationsatlas der Europäischen Union für Vogelberingung aufgenommen wurde (Spina et al. 2022; <https://migrationatlas.org/>).

Vor diesem Hintergrund wollten die sechs Autoren von der Universität Sorbonne in Paris, der Station Biologique de la Tour du Valat in Arles und der Universität Montpellier sowie der Schweizerischen Vogelwarte in Sempach, die Zugstrategie der Orpheusgrasmücke näher erforschen. Um Daten zur Zugroute, zu Rastplätzen, dem Überwinterungsgebiet und mögliche Unterschiede zwischen dem Frühjahr- und Herbstzug zu erhalten, haben sie 2021 und 2022 in Rouet (43.825° N, 3.795° E), Hérault, Südfrankreich jeweils im Frühjahr Vögel mit Japannetzen gefangen, beringt und mit einem Multisensor-Logger ausgestattet. Zwischen 2022 und 2024 haben sie dann an gleicher Stelle versucht, die Vögel erneut zu fangen um die gespeicherten Daten in den Loggern auswerten zu können. Im Jahr 2021 haben sie acht adulte Vögel mit 1,2 g schweren Loggern ausgestattet und 2022 dann 17 Orpheusgrasmücken mit deutlich leichteren Geräten, die nur 0,6 g wogen. Die Montage der Geräte erfolgte mit einem Beinschlaufen aus einem 0,7 mm durchmessenden, dehnbaren elastischen Faden. Beide Loggertypen zeichneten die Intensität des Umgebungslichts, Beschleunigung, den Luftdruck und die Temperatur auf. Das Gewicht der besenderten Individuen schwankte zwischen 18,2 und 23,3 Gramm. Das Gewicht eines Loggers betrug somit immer weniger als 5 % der Körpermasse des Vögel.

Die Autoren konnten insgesamt sechs Individuen nach ihrem Zug erneut fangen und den Logger bergen. Die Wiederfangquoten betrugen 29 % (5/17) für die leichteren Logger und 13 % (1/8) für den schwereren. Die mittlere Körpermasse der sechs wiedergefangenen Tiere ($20,5 \pm 1,5$ Gramm) unterschied sich nicht von der beim Anbringen der Logger ($20,7 \pm 1,8$ Gramm) oder von der Körpermasse zur gleichen Zeit gefangener Kontrollvögel ($20,4 \pm 1,3$ Gramm, $n=46$). Die aus den Loggern erhaltenen Daten wurden von den Autoren unter Verwendung des R-Pakets GeoPressureR (Version 3.2; Nussbaumer und Gravey 2024) nach dem in Nussbaumer et al. (2023) vorgestellten Ansatz ausgewertet. Die so ermittelten Zugwege der einzelnen Individuen waren sich untereinander und auch im Vergleich zwischen Herbst- und Frühjahrzug sehr ähnlich. Die Vögel sind einer direkten, geradlinigen Migrationsroute gefolgt, zunächst an der Mittelmeerküste Spaniens entlang, über Gibraltar und dann entlang eines Korridors zwischen Atlantischem Ozean und der Wüste. Die Überwinterungsgebiete lagen in dem küstennahen Ge-

bieten des südlichen Mauretaniens und des nördlichen Senegals. Die mittleren aufsummierten Flugstrecken für alle sechs Individuen betrug im Herbst 5.402 ± 889 Kilometer und im Frühjahr 5.145 ± 516 Kilometer. Unabhängig davon waren alle Vögel auch in dem Winterquartier sehr mobil und haben dort mehrere Positionen aufgesucht. Der Abflug aus dem Brutgebiet erfolgte zwischen dem 19. August und dem 3. September, während die Vögel ihren Rückflug aus den Überwinterungsgebieten zwischen dem 9. Februar bis zum 10. April begannen. Sie erreichten dann das Brutgebiet in Frankreich zwischen dem 11. April und dem 11. Mai. Im Herbst legten die Orpheusgrasmücken durchschnittliche $17,3 \pm 4,8$ Zwischenstopps auf dem Zug ein, während die Vögel im Frühjahr $15,2 \pm 3,3$ Mal anhielten. Die meisten Flüge dauerten rund 6 Stunden und erstreckten sich über etwa 300 Kilometer, wobei es selbst während der Wüstendurchquerung nur wenig Variation gab, was zeigt, dass die Art die Sahara in kurzen Etappen durchquert. Die Vögel nutzen wahrscheinlich Wadis mit Akazien entlang der Route als Rastgebiete. Die Flüge im Frühjahr erfolgten im Durchschnitt höher als im Herbst. Lange Flüge fanden in einer mittleren Flughöhe von 2.400 Metern statt, einige wenige erreichten bis zu 4.000 Meter. Ein Teil dieser Flüge wurde durch einen abschließenden Flug in Bodennähe verlängert, der wahrscheinlich dazu dient, am frühen Morgen das Landgebiet zu erkunden und geeignete Rastplätze zu finden.

Die Kenntnis des Zugweges und das Verständnis wie eine wandernde Art eine ökologische Barriere überwindet ist für die Naturschutzplanung von zentraler Bedeutung. Hier haben die Autoren für die Orpheusgrasmücke Grundlagen geschaffen.

Gordo O, Aymi R & Oliosio G 2020: Western Orphean Warbler *Sylvia hortensis*. In: Keller V, Herrando S, Vorisek P, Franch M, Kipson M, Milanese P, Marti D, Anton M, Klvanova A, Kalyakin MV, Bauer HG & Foppen RPB (eds) 2020: European breeding bird atlas 2 distribution, abundance and change. Lynx Edicions, Barcelona.

Jiguet F, Champagnon J, Duriez O, de Franceschi C, Tillo S & Dufouret P 2025: Crossing the Sahara by small jumps: the complete migration of the Western Orphean Warbler *Curruca hortensis*. J. Ornithol. <https://doi.org/10.1007/s10336-025-02258-4>.

Nussbaumer R & Gravey M 2024: GeoPressureR: global positioning by atmospheric pressure (v3.2.0).

Nussbaumer R, Gravey M, Briedis M, Liechti F & Sheldon D 2023: Reconstructing bird trajectories from pressure and wind data using a highly optimized hidden Markov model. Methods Ecol. Evol. 14: 1118-1129.

Spina F, Baillie, SR, Bairlein F, Fiedler W & Thorup K (eds) 2022: Eurasian-African Bird Migration Atlas, 1st Edition. <https://www.migrationatlas.org/>.

Zwarts L, Bijlsma RG & van der Kamp J 2023: Savannah trees attract more migratory bird species than residents, but why? Ardea 111: 189-206.

Die prähistorische und historische Verbreitungsgeschichte von Löffler *Platalea leucorodia* und Weißstorch *Ciconia ciconia* in Europa.

Europa hat sich im Holozän dem aktuellen Erdzeitalter, das mit dem Ende der letzten Eiszeit vor ungefähr 11.500 Jahren begonnen hat, vielfach verändert. So bedingte das Abtauen sowie der Rückgang der Gletscher einen starken Anstieg des Meeresspiegels und damit die Entstehung von Nord- und Ostsee. England und Irland wurden vom Festland getrennt, weite Landschaften wie die Doggerbank wurden überflutet und das heute für die Zugvögel auf dem „Ostatlantischen Flyway“ so wichtige Wattenmeer bildete sich aus. Klimabedingt wandelte sich die Naturlandschaft von einer Tundra zu einem riesigen Waldgebiet. Später erfolgte dann durch die anthropogene Rodung der Wälder für die beginnende Land- und Viehwirtschaft der stete Wandel von einer Natur- zu einer Kulturlandschaft. Diese gravierenden Wechsel in den vergangenen 10.000 Jahren müssen auch die Zusammensetzung der hier vorkommenden tierischen Lebensgemeinschaften stark beeinflusst haben. Besonders Vögel können durch ihre große Mobilität sehr dynamisch auf Veränderungen in einem Areal reagieren. Somit ist die Beschreibung und die Erforschung der zeitlichen Änderungen im historischen Vorkommen von Brut- und Zugvögeln ein sehr interessantes Forschungsgebiet, besonders da man hieraus auch Aussagen zu den künftig durch den Klimawandel zu erwartenden Bestandsänderungen ableiten kann. Historische Aufzeichnungen über das Vorkommen von Arten sind jedoch lückenhaft und häufig ungenau. Sie reichen auch nur begrenzt in die Vergangenheit zurück. Weitere Daten hierzu kann die Archäozoologie liefern. Sie beschäftigt sich vorrangig mit den Überresten von Tieren aus archäologischen Ausgrabungen. Auch zu Vögeln steht umfangreiches Material zur Verfügung, um damit die Entwicklungen und Ursachen von Bestandsänderungen zu analysieren. So konnte die Verbreitungsgeschichte vieler Arten auf europäischer oder regionaler Ebene näher beleuchtet werden (von den Driesch & Pöllath 2010; Goffette et al. 2017; Serjeantson 2023).

Vor diesem Hintergrund haben die beiden Autoren vom Leibniz-Zentrum für Archäologie, Schloss Gottorf in Schleswig, und dem Michael-Otto-Institut des NABU, in Bergenhusen, die Verbreitungsgeschichte zweier allgemein bekannter Arten vorgestellt, um die Relevanz der archäozoologischen Forschung für die Naturschutzbiologie und Ornithologie zu demonstrieren. Die beiden ausgewählten Arten Löffler *Platalea leucorodia* und Weißstorch *Ciconia ciconia* sind von ähnlicher Größe und haben für den Menschen einen ähnlichen Bekanntheitsgrad. Die Autoren wollten so methodische Probleme beim Vergleich der Ergebnisse vermeiden.

Der Löffler ist in der zentralen und südlichen Paläarktis eine weit verbreitete, koloniebrütende und gesellige

Feuchtgebietsart in warmen Regionen (Hancock et al. 1992). Jedoch ist das Vorkommen nie großflächig, sondern immer lokal an geeignete Lebensräume gebunden. In den gemäßigteren Teilen ihres Verbreitungsgebietes sind die Populationen Zugvögel, im Süden des Brutgebietes sind sie dagegen Standvögel. In Deutschland haben die Bestände an der Küste in den letzten Jahren zugenommen.

Der Weißstorch brütet heute in weiten Teilen Europas, Nordwestafrikas und des westlichen Asiens. Die nördliche Verbreitungsgrenze verläuft von Schleswig-Holstein im Norden Deutschlands und Dänemark bis Südschweden entlang der Südküste der Ostsee bis zum Ladogasee (Thomsen et al. 2017). Der Weißstorch besiedelt offene und halboffene Landschaften. Er ist sehr anpassungsfähig und bevorzugt naturbelassenes bis extensiv genutztes Feuchtgrünland. Er kann aber auch intensiv genutztes Grünland und Mülldeponien nutzen. Die Nistplätze befinden sich meist in menschlichen Siedlungen, auf Hausdächern und Pfählen, seltener auf Bäumen und Felsen. Der Weißstorch ist ein Langstreckenzieher, der in Afrika südlich der Sahara, in Nordafrika oder in Südwesteuropa überwintert (Köppen et al. 2017). Es gibt zwei Migrationsrouten. Die Populationen in Osteuropa, Südosteuropa und Kleinasien wandern über den Bosphorus und den Golf von Suez nach Ostafrika und Südafrika. Die Vögel in Westeuropa ziehen über die Straße von Gibraltar in die westafrikanische Sahelzone. Seit den 1980er Jahren überwinterten Weißstörche vermehrt auch auf der Iberischen Halbinsel und in Marokko. Eine Migrationsscheide mit einem breiten Mischgebiet zieht sich durch Mitteleuropa.

Die Auswertung der beiden Autoren zu der Arealgeschichte der Beispielarten basieren auf der riesigen Open-Access-Datensammlung „The Holocene History of the European Vertebrate Fauna“, die in den 1990er Jahren aufgebaut wurde (Heinrich et al. 2016). Die Sammlung enthält Informationen zu mehr als 7.500 archäologischen Ausgrabungsstätten in ganz Europa mit tierischen Überresten vom Spätpleistozän bis zur Frühen Neuzeit. An 2.915 dieser Stätten sind alte Überreste von Haus- oder Wildvögeln gefunden worden. Der Datensatz ist mit seinen mehr als 252.800 gefundenen Vogelresten so groß, dass er sehr gut für Studien zur Verbreitungsgeschichte von Arten genutzt werden kann. Dazu haben die Autoren die Literatur zu weiteren Berichten über (prä)historische Weißstorch- und Löfflerfunde in Europa seit dem Jahr 2000 durchsucht und konnten einige Nachweise zu beiden Arten ergänzen, die nicht in der Datensammlung aufgeführt waren. Letztendlich basiert die vorliegende Studie auf 89 Ausgrabungsstätten, an denen Überreste von Weißstörchen gefunden wurden, sowie 22 Fundstellen mit Resten von Löfflern, die von den Autoren zeitlich eingeordnet wor-

den sind, um die Besiedlungsgeschichte der beiden Arten zu rekonstruieren.

Auch wenn es aktuell nur 22 Orte mit Überresten des Löfflers aus dem gesamten Holozän gibt, die sich räumlich vom südlichen Skandinavien bis in den Mittelmeerraum verteilen, ergibt sich ein konsistentes Muster auch mit dem heutigen europäischen Verbreitungsgebiet. Die beiden ältesten Nachweise des Löfflers in Europa stammen aus Ungarn und Rumänien und sind etwa 8.000 Jahre alt. Im Westen wird die Art erst viel später im zweiten Jahrtausend vor Christus erstmals durch einen Fund in Spanien dokumentiert. Für die gesamte vorchristliche Zeit gibt es Funde aus weiten Teilen Südeuropas, die sich von der Iberischen Halbinsel im Westen bis zur Mündung des Dnipro im Osten ausbreiteten. Das Vorkommen der Art in Ungarn ist gut dokumentiert und markiert den nördlichsten Nachweis der Art in vorchristlicher Zeit. Dieses Bild ändert sich kurz nach Christi Geburt. Löffler werden nun auch viel weiter nördlich nachgewiesen, oft in Küstengebieten. Ab der zweiten Hälfte des ersten Jahrtausends nach Christus ist der Löffler nun auch in England zu finden. Wann die Art dorthin eingewandert ist, ist unklar, da der älteste Nachweis nur sehr ungenau datiert ist. Zwei weitere archäologische Überreste belegen das Vorkommen der Art in England bis ins 16./17. Jahrhundert.

Die archäologischen Befunde zeigen, dass das heute lückenhafte Vorkommen des Löfflers in Europa ein für diese Art typisches Verbreitungsmuster zu sein scheint. Auch die subfossilen Funde deuten für keine Phase der letzten 10.000 Jahre auf ein großes, geschlossenes Verbreitungsgebiet hin. Einige ihrer Verbreitungsinseln (z. B. die in den Niederlanden) bestehen aber schon seit Jahrtausenden.

Der älteste Nachweis von Weißstörchen in Europa nach dem Ende der letzten Eiszeit stammt von zwei spätglazialen Fundstellen in Spanien und im Südosten Frankreichs. Beide sind gut zehntausend Jahre alt. Nur wenig jünger sind die Überreste des Weißstorchs vom Niederrhein. Im Zeitraum von vor 11.600 bis 4.000 Jahren sind Belege von Störchen aus 14 archäologischen Stätten zu finden, die von der Bretagne und Portugal im Westen bis nach Rumänien und Nordgriechenland im Osten reichen. In dem Zeitraum von vor 4.000 bis vor 2.000 Jahren veränderte sich dieses Bild nur wenig. Die Funde liegen überwiegend in Bulgarien, Nordgriechenland sowie in Spanien. Außerdem gibt es einen Fund in Cornwall. In der folgenden Zeit von 2.000 bis vor 1.000 Jahren ändert sich das Szenario. Die zehn bekannten archäologischen Funde des Weißstorchs befinden sich nordwestlich des bisherigen Fundgebiets, in einem Band, das England umfasst und dann die Flüsse Rhein und Donau hinunterreicht.

In jüngerer Zeit, nach 1.000 nach Christus, ist eine deutliche Ausdehnung der Funde nach Nordosten zu beobachten. Von den 50 archäologischen Stätten mit

Nachweisen aus der Zeit von 1.000 bis 1.600 nach Christus liegen 21 weit außerhalb des bisherigen Verbreitungsgebiets von vor 1.000 nach Christus. Gleichzeitig verschiebt sich auch der geografische Schwerpunkt der Standorte.

Aus der Zeit von 1.000 bis 1.300 nach Christus sind 20 archäologische Fundstellen mit Überresten des Weißstorchs bekannt. Die einstigen Schwerpunktregionen auf der Iberischen Halbinsel, im Oberrheingebiet und auf dem südöstlichen Balkan sind jetzt nur noch durch wenige Einzelfunde vertreten. Die meisten Belege stammen aus der nördlichen Hälfte Deutschlands und der westlichen Hälfte Polens. Hinzu kommen noch Nachweise in den Niederlanden.

Im letzten untersuchten Zeitraum von 1.300 bis 1.600 nach Christus stammen fast alle Funde aus den Niederlanden oder ihrer unmittelbaren Umgebung. Gleichzeitig ist in Polen eine weitere Expansion der Funde nach Osten zu beobachten. Nur weit verstreute Einzelfunde belegen auch das Vorkommen des Weißstorchs in seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet in Südeuropa und auch in England.

Die vorgestellten archäologischen Befunde interpretieren die Autoren dahingehend, dass Weißstörche vor 2.000 Jahren ausschließlich auf dem Gebiet des Römischen Reiches vorkamen, ihre nördliche Verbreitungsgrenze also entlang von Rhein und Donau verlief. Der Nordosten des Kontinents mit seiner heute so hohen Populationsdichte wurde erst in den letzten Jahrhunderten Teil des Weißstorchareals.

Die Autoren legen ein detailliertes und fundiertes Bild der Geschichte des Weißstorchs in Europa vor, während sie sich im Falle des Löfflers zum Teil auf Vermutungen stützen müssen. Dennoch scheint es klar, dass Löffler seit mindestens 2000 Jahren an der niederländischen Atlantikküste leben, weit weg von ihrem Kerngebiet im Mittelmeer. Der Studie zufolge erweisen sich Weißstörche als echte Kulturfolger der anthropogenen Landschaftsveränderungen, insbesondere von intensiven Rodungen und großen Flächen landwirtschaftlicher Flächen. Ihr Vorteil gegenüber vielen anderen Arten war und ist, dass sie nie aktiv über Zeit und Raum hinweg gejagt wurden. Die Bewunderung der Menschen für die Weißstörche hat es ihnen ermöglicht, bis in die Gegenwart immer wieder neue Lebensräume und Gebiete zu erschließen.

Goffette Q, Ervynck A & Van Neer W 2017: Have birds ever mattered? An evaluation of the contribution of avian species to the archaeozoological record of Belgium (Iron Age to recent times). *Archaeol. Anthropol. Sci.* 11: 6353-6369.

Hancock JA, Kushlan JA & Kahl MP 1992: *Storks, Ibises and Spoonbills of the World*. Academic Press, London.

Heinrich D, von den Driesch A & Benecke N 2016: *The Holocene History of the European Vertebrate Fauna*. Data collection, ed by IANUS. <http://datenportal.ianus-fdz.de/pages/collectionView.jsp?dipId=1650048#collectionOverview>, Abgerufen am 29.07.2024.

- Köppen U, Flack A & Kaatz M 2017: Zug und Überwinterung. In: Kaatz C, Wallschläger D, Dziewiaty K & Eggers U (eds) Der Weißstorch. Neue Brehm Bücherei, Magdeburg: 352-420.
- Schmölcke U & Thomsen KM 2025: Prehistorical and historical occurrence and range dynamic of the Eurasian Spoonbill (*Platalea leucorodia*) and the White Stork (*Ciconia ciconia*) in Europe. J. Ornithol. 166: 9-20.
- Serjeantson D 2023: The archaeology of wild birds in Britain and Ireland. Oxbow, Oxford.
- von den Driesch A & Pöllath N 2010: Distribution history of European wild birds based on archaeozoological records. In: Grupe G, McGlynn G & Peters J (eds) Archaeobiodiversity. A European perspective, Marie Leidorf, Rhaden: 71-216.

Frank R. Mattig

Vogelwarte Aktuell

Nachrichten aus der Ornithologie



Aus der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft

Frühjahrstreffen des Vorstandes in Wilhelmshaven

Vom 10. bis 11. März 2025 kam der neu gewählte Vorstand der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft (DOG) zu seinem ersten Präsenztreffen am Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven zusammen. Auch die Mitarbeitenden der Geschäftsstelle nahmen an dem Treffen teil und brachten sich aktiv in die Beratungen



Wir danken Miriam Liedvogel, Sandra Bouwhuis und ihrem Team für die Gastfreundschaft und Bereitstellung der Räumlichkeiten am Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven! (v.l.n.r.: Volker Blüml, Julia Löwe, Dorit Visbeck-Liebers, Heiko Schmaljohann, Sylke Frahnert, Natalie Wellbrock, Swen Renner, Nina Seifert).

Foto: Dorit Visbeck-Liebers

ein. Im Mittelpunkt stand unter anderem die Neustrukturierung der Geschäftsstelle sowie die zukünftige Ausrichtung der Gesellschaft. Seit dem 1. Februar 2025 unterstützt Natalie Wellbrock den bisherigen Geschäftsführer Karl Falk und übernimmt dabei neue Aufgabenbereiche. Im Zuge dessen wurde das Lager und Archiv der DOG in der Bromberger Straße besichtigt und der dortige Bestand an Unterlagen eingehend überprüft.

Ein weiterer Schwerpunkt des Treffens war die digitale Weiterentwicklung der Gesellschaft. Dazu zählen insbesondere die geplante Neugestaltung der Webseite, die Einführung eines Cloud-basierten Verwaltungssystems für die Mitgliederdaten (MeinVerein.de) sowie der Ausbau der Aktivitäten in den sozialen Medien. An diesem Tagesordnungspunkt nahm auch Nathalie Kürten teil, die den aktuellen Stand erläuterte. Ebenso wurden zahlreiche Ideen und Impulse aus dem Zukunftsworkshop im März 2024 in Nürnberg diskutiert und erste Umsetzungsmaßnahmen beschlossen. Frau Julia Löwe begleitet als beauftragte Freelancerin den Transformationsprozess mit großem Engagement und bringt zahlreiche konstruktive Vorschläge sowie Umsetzungsideen in die Arbeit der Gesellschaft ein.

Einen besonderen Raum nahm zudem die Planung des Jubiläums „175 Jahre DOG“ ein. Im Rahmen der Jahrestagung 2025 in Erfurt sind am 19. September ein Festsymposium sowie eine szenische Lesung vorgesehen.

Die Mitglieder der DOG dürfen sich somit auf ein ereignisreiches Jahr freuen.

Dorit Visbeck-Liebers, Präsidentin der DOG

Neuer Versicherungsschutz für die DOG

Unser gemeinsames Engagement für die Ornithologie und die Deutsche Ornithologische Gesellschaft ist etwas Besonderes. Damit wir uns weiterhin voller Freude und ohne Sorgen für unsere Sache einsetzen können, haben wir wesentliche Versicherungen abgeschlossen.

Sie schützen unsere Mitglieder sowie die ehren- und hauptamtlich Tätigen vor finanziellen Risiken, die aus der Vereinstätigkeit entstehen können.

Konkret haben wir zum 01. Januar 2025 bei der Allianz-Versicherung folgende Versicherungen abgeschlossen:

- Eine Vereinshaftpflichtversicherung: Sie schützt uns vor Ansprüchen, die aus Personen- und Sachschäden entstehen können und sichert sämtliche Veranstaltungen der DOG, darunter die Jahrestagungen, Treffen der Fachgruppen, Nachwuchstagungen sowie zusätzliche Veranstaltungen, Workshops und satzungsgemäße Tätigkeiten im Rahmen von der DOG geförderten Projekten. Dies gilt sowohl für Schäden, die Teilnehmer oder Dritte erleiden, als auch für Schäden an gemieteten Räumlichkeiten oder Veranstaltungsorten.
- Eine Vermögensschadenhaftpflichtversicherung: Sie greift, wenn durch eine Handlung oder Entscheidung im Rahmen der satzungsgemäßen Vereinstätigkeit ein finanzieller Schaden entsteht. Das betrifft z. B. Fehler bei der Verwaltung von Vereinsgeldern oder Fristversäumnisse, die zu finanziellen Forderungen gegen den Verein oder einzelne Mitglieder führen könnten.
- Eine D&O-Versicherung (Directors & Officers Versicherung): Sie schützt insbesondere den Vorstand sowie weitere Entscheidungsträger des Vereins vor persönlichen Haftungsrisiken. Sollte es im Rahmen unternehmerischer Entscheidungen oder der Verwaltung des Vereinsvermögens zu Vermögensschäden kommen, etwa durch Fehlentscheidungen in finanziellen Angelegenheiten, übernimmt die Versicherung die Kosten für berechnete Schadenersatzansprüche und die Abwehr unberechtigter Forderungen.

Diese Absicherungen schützen nicht nur das private Vermögen unserer Mitglieder, sondern auch die finanzielle Stabilität unseres Vereins. So können wir uns unbeschwert auf das konzentrieren, was uns verbindet – die Begeisterung für die Vogelwelt!

Dorit Visbeck-Liebers, Präsidentin der DOG

Treffen der DOG-Fachgruppe „Vögel der Agrarlandschaft“ am 15. und 16. März 2025 an der Hochschule Osnabrück

Das diesjährige Treffen der DOG-Fachgruppe „Vögel der Agrarlandschaft“ fand am 15. und 16. März 2025 an der Hochschule Osnabrück statt. Organisiert wurde die Veranstaltung von Ralf Joest von der Hochschule Osnabrück und Johannes Melter von Bioconsult Osnabrück. Etwa die Hälfte der gut 30 Teilnehmer:innen hatten die Gelegenheit genutzt, am Vortag auch die 11. Campus-Konferenz im Studiengang Landschaftsentwicklung zum Thema „Naturschutz in der Agrarlandschaft“ zu besuchen, auf der wissenschaftliche Erkenntnisse und praktische Erfahrungen für einen kooperativen Weg zur Erhaltung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft vorgestellt wurden.

Themenschwerpunkt der Vorträge und Diskussionen waren diesmal die Vögel des Feuchtgrünlands. So berichtete Heinrich Belting vom „Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz“ (NLWKN) Naturschutzstation Dümmer über den erfolgreichen Wiesenvogelschutz am Dümmer. Durch gezieltes Wassermanagement, Lebensraumoptimierung und Bekämpfung von Prädatoren ist es hier gelungen, die Bestände der wiesenbrütenden Limikolen, insbesondere der Uferschnepfe *Limosa limosa*, deutlich ansteigen zu lassen. Allerdings machen die Maßnahmen die Bewirtschaftung der Flächen für Landwirte immer

schwieriger. Er betonte daher, dass für die Fortführung dieser Schutzmaßnahmen ein erfolgsorientierter Ansatz in der Honorierung unverzichtbar ist. Stefanie Heese von der Naturschutzstation Niederrhein zeigte in eindrucksvollen Bildern, was am Gelege von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe tatsächlich passiert. Sie berichtete Erkenntnisse aus Untersuchungen mit Hilfe von Nestkameras im Vogelschutzgebiet (VSG) Unterer Niederrhein. Dabei wurde nicht nur die Prädation durch verschiedene Arten sichtbar, sondern einige interessante Verhaltensweisen der Vögel. Das Wiesenbrüter



Exkursion der DOG-Fachgruppe „Vögel der Agrarlandschaft“

Foto: Ralf Joest

auch in der Normallandschaft leben und Maßnahmen bedürfen, zeigte Robert Tüllinghoff vom „Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen e. V.“ (AKFW) am Beispiel des Brachvogels *Numenius arquata*. Die besondere Bedeutung von Naturschutzmanagement durch Vernässung und Extensivierung für die Neststandorte des Wiesenpiepers *Anthus pratensis* beschrieb Anabel Meyer von der Hochschule Osnabrück. Auch für die Ackervögel konnte Jannik Beninde vom Michael-Otto-Institut im NABU die Wirksamkeit der im F.R.A.N.Z.-Projekt durchgeführten Maßnahmen für die Feldlerche *Alauda arvensis* eindrucksvoll belegen.

Leider gab es aufgrund von Ausfällen bei den Referenten einige Änderungen. Daniel Ahlert von der Hochschule berichtete kurz über bundesweite Aktivitäten zur Vernetzung für einen verbesserten Schutz des Ortolans *Emberiza hortulana* in Bayern, Brandenburg und Niedersachsen. Amelie Laux von der Universität Göttingen ersetzte einen geplanten Vortrag mit ihrem Beitrag über das Verhalten des Fuchses und seine Bedeutung für die Prädation bei Bodenbrütern. Ebenfalls

als Ersatz präsentierte Stefan Böttinger vom Institut für Agrartechnik der Universität Hohenheim Ergebnisse aus dem Projekt InsectMow zur Entwicklung von insektenfreundlichen Mähtechniken im Grünland. Der Tag endete mit einer Diskussion der Fachgruppe und einem gemeinsamen Abendessen im Traditionsgasthaus Rampendahl in Osnabrück.

Am Sonntag folgte eine Exkursion zum Ochsenmoor am Dümmer, einem bundesweit bedeutenden Gebiet für den Wiesenvogelschutz. Hier bot sich den Teilnehmer:innen unter fachkundiger Führung von Heinrich Belting und Johannes Melter die Gelegenheit, die in den Vorträgen besprochenen Themen direkt vor Ort zu erleben und zu diskutieren. Bei schönstem Wetter konnten neben noch zahlreichen rastenden Blässgänsen *Anser albifrons*, zwei Rothalsgänsen *Brantha ruficollis* und Seeadlern *Haliaeetus albicilla* auch alle im Gebiet brütenden Wiesenvögel beobachtet werden. Das nächste Treffen der Fachgruppe wird voraussichtlich auf Einladung von Jannik Beninde im März 2026 am Michael-Otto-Institut in Bergenhusen stattfinden.

Ralf Joest, Sprecher der DOG-Fachgruppe
„Vögel der Agrarlandschaft“

■ Neues aus der Forschungskommission

Neue Richtlinien: mehr Geld für Ihre Forschung

Seit dem 02. Februar 2025 gelten neue Grundsätze und Richtlinien für die DOG-Forschungsförderung. Die maximale Fördersumme in der Normalförderung beträgt nun 7.500 €. Darüber hinaus fördern wir ab sofort auch Projekte zur Evidenzsynthese, wie etwa

Meta-Analysen oder systematische Übersichtsarbeiten. Sie finden die jeweils aktuellen Grundsätze und Richtlinien auch auf dem Webauftritt der DOG-Forschungsförderung:
<https://www.do-g.de/forschungsfoerderung/>.

Grundsätze und Richtlinien der Forschungsförderung der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft (DOG) – gültig ab 02. Februar 2025

Grundsätze

Die Deutsche Ornithologische Gesellschaft (DOG) fördert zeitlich begrenzte ornithologische Forschungsvorhaben ihrer Mitglieder mit finanziellen Beihilfen. Die Unterstützung von Forschungsvorhaben jüngerer Mitglieder sowie von Mitgliedern außerhalb von Hochschulen und Forschungsinstituten ist ein wichtiges Anliegen. Wenn die Fördermittel knapp sind, haben bei vergleichbarer wissenschaftlicher Qualität die Projekte Vorrang, die Grundlagen für den Arten- und Naturschutz erarbeiten.

Über die Vergabe der Fördermittel entscheidet die Forschungskommission (FK) der DOG. Die FK besteht aus von Vorstand und Beirat gemeinsam ausgewählten Mitgliedern der DOG. Im Einvernehmen mit der FK

bestellt der Vorstand einen Sprecher / eine Sprecherin, der/die nicht dem Vorstand angehört. Die Amtszeit der Mitglieder der FK beträgt zwei Jahre; Wiederernennung ist möglich. Die FK kann zu ihren Beratungen externe Fachleute hinzuziehen. Bewilligungen werden vom Sprecher / von der Sprecherin der FK und vom Präsidenten / von der Präsidentin der DOG gemeinsam gezeichnet. Mitglieder der FK sind nicht antragsberechtigt. Mitglieder der Arbeitsgruppen sowie Kooperationspartner/Kooperationspartnerinnen von Mitgliedern der FK sind antragsberechtigt. Wenn ein Antrag aus diesem Personenkreis eingereicht wird, muss das befangene Mitglied dies der FK über den Sprecher / die Sprecherin der FK anzeigen und nimmt an der Begutachtung aller zum betreffenden Stichtag eingereichten Anträge nicht teil.

Richtlinien für die Antragstellung

Forschungsvorhaben können mit Beihilfen zur Finanzierung von Sach- und Reisekosten sowie von Hilfskräften gefördert werden. Ausgenommen sind Mittel für Bau- und Einrichtungsmaßnahmen, Grundausstattung, Großgeräte, Büromaterial, Porto-, Telefon- und Internetgebühren, Verpflegungsmehraufwand sowie Mittel für Tagungsbesuche. Hilfskrafttätigkeiten sind förderungsfähig, wenn sie in Art, Umfang und Vergütung der Tätigkeit von studentischen oder wissenschaftlichen Hilfskräften entsprechen und nicht von Antragstellenden selbst ausgeübt werden. Für die ordnungsgemäße Abführung von möglicherweise anfallenden Steuern und/oder Sozialversicherungsbeiträgen sind Antragstellende selbst verantwortlich. Sonstige Personalkosten sowie Gemeinkostenpauschalen (*Overheads*) sind nicht förderungsfähig. Kleingeräte sind förderungsfähig, wenn ihre Anschaffung zum Erreichen des Projektziels unabdingbar ist und dies im Antrag nachvollziehbar begründet wird. Die Erstattung von Aufwendungen, die vor dem Zeitpunkt der Antragstellung (Datum des Antragseingangs) entstanden sind, ist ausgeschlossen.

Anträge auf Forschungsförderung können in deutscher oder englischer Sprache von Mitgliedern der DOG zum 1. Februar, 1. Juni und 1. Oktober eines Jahres beim Sprecher / bei der Sprecherin der FK eingereicht werden. Die FK entscheidet zeitnah nach dem jeweiligen Stichtag aufgrund der Voten ihrer Mitglieder und ggf. weiterer Fachleute über die Förderung der vorgelegten Anträge. Die Begutachtung erfolgt anhand der Informationen im Antrag. Antragstellende müssen zum Zeitpunkt der Antragstellung mindestens zwei Jahre Mitglied der DOG sein. Für Antragstellende, die für ein Hochschulstudium (auch Promotionsstudium) eingeschrieben sind, beträgt die Mindestmitgliedschaft ein Jahr. Für beide Personengruppen ist das Datum des Tages maßgeblich, an dem der Antrag auf Mitgliedschaft bei der DOG-Geschäftsstelle eingegangen ist. Auch Vorhaben von Arbeitsgruppen oder Arbeitsgemeinschaften sind förderungsfähig. Werden von Antragstellenden Mittel zur Verwendung durch Arbeitsgruppenmitglieder beantragt, die selbst nicht Mitglied der DOG sind, müssen diese Personen im Antrag namentlich benannt und deren Aufgaben für die Realisierung des Vorhabens dargelegt werden. Diese Personen müssen spätestens zum Zeitpunkt des ersten Mittelabrufs die Mitgliedschaft in der DOG nachweisen. Mittel, die zur Verwendung durch diese Personen beantragt werden, dürfen 50 % der Antragssumme nicht überschreiten.

Bei der Antragstellung ist zwischen zwei unterschiedlichen Instrumenten der DOG-Forschungsförderung zu unterscheiden:

Forschungsbeihilfen fördern Projekte, bei denen in der Regel zunächst eine wissenschaftliche Datenerhebung erfolgt. Förderungsfähig sind auch Meta-Analysen und vergleichbare Vorhaben, die Daten zum Zweck der Evidenzsynthese aus der wissenschaftlichen

Fachliteratur gewinnen. Die maximale Fördersumme beträgt 7.500 €.

Auswertungsbeihilfen unterstützen a) die Aufbereitung und Auswertung bereits erhobener Daten für die Publikation und b) die Publikation bereits erhobener Daten in Form designierter Datenpublikationen. Für die Erhebung von Forschungsdaten können Auswertungsbeihilfen nicht beantragt werden. Die maximale Fördersumme beträgt 2.500 €. Förderungsfähig sind Fahrt- und Unterbringungskosten für Antragstellende und/oder Kooperationspartner/Kooperationspartnerinnen; eine Kooperationszusage ist dem Antrag beizufügen. Förderungsfähig sind überdies Kosten für die Digitalisierung, Aufbereitung und Publikation bereits erhobener Forschungsdaten mit dem Ziel einer Datenpublikation. **Open-Access-Gebühren** sind nicht förderungsfähig.

Anträge müssen beinhalten:

- Titel
- Wissenschaftliche Zielsetzung
- Stand der Forschung
- Stand der eigenen Vorarbeiten und Vorbereitungen
- Arbeitsprogramm mit Beschreibung der Methoden und Zeitplan
- Finanzierungsplan

Sollten für ein Vorhaben behördliche Genehmigungen erforderlich sein, ist im Antrag unter **Stand der eigenen Vorarbeiten und Vorbereitungen** darzulegen, ob diese bereits vorliegen, bzw. ob und wo diese beantragt wurden und wann mit einer Entscheidung zu rechnen ist. Vorgesehene Methoden einschließlich statistischer Verfahren sind (ggf. unter Verweis auf Fachpublikationen) so ausführlich darzulegen, dass die FK deren Eignung zum Erreichen des Projektziels beurteilen kann. Die FK richtet bei der Begutachtung besonderes Augenmerk darauf, ob bei empirischen Studien die vorgesehenen Stichprobenumfänge adäquat erscheinen, um vorhergesagte Effekte statistisch absichern zu können. Die FK begrüßt Maßnahmen, die im Rahmen von **Offener Wissenschaft** die Transparenz und Reproduzierbarkeit der erzielten Ergebnisse erhöhen (z. B. Prä-Registrierung des Vorhabens, Publikation der Rohdaten und des zur statistischen Analyse genutzten Computercodes).

Die beantragten Mittel sind im Einzelnen kurz zu begründen und ggf. durch Kostenvoranschläge oder Angebote plausibel zu machen. Es ist auch zu erläutern, ob und in welchem Umfang Eigenmittel oder Mittel aus anderen Quellen eingesetzt werden sollen. Bei Mischkalkulationen muss ausgewiesen werden, welche Positionen durch die DOG gefördert werden sollen. Außerdem muss dargelegt werden, ob Mittel aus anderen Quellen bereits bewilligt wurden bzw. wie verfahren werden soll, wenn diese Mittel nicht zur Verfügung gestellt werden. Wird die Anschaffung von Kleingeräten beantragt, sind vorgesehener Verbleib und Folgenutzung nach Projektende darzulegen. Bei

Reisen sind Zweck, Zielort, Dauer und die benutzten Verkehrsmittel aufzuführen. Die Wahl der Verkehrsmittel ist bezüglich Wirtschaftlichkeit und ökologischer Verträglichkeit zu begründen und die veranschlagten Kosten sind plausibel zu machen. Für Fahrten mit dem PKW sind die tatsächlichen Betriebskosten in Anlehnung an das entsprechende Landesreisekostengesetz zu veranschlagen (aktuell gültige Kilometerpauschale).

Für die Förderung von an Hochschulen und Forschungsinstituten tätigen Mitgliedern gelten folgende zusätzliche Bedingungen:

1. Es muss nachvollziehbar dargestellt sein, dass für das beantragte Vorhaben keine anderen Förderquellen (Haushaltsmittel oder andere Drittmittel) zur Verfügung stehen.
2. Förderung durch die DOG können nur zeitlich begrenzte, in sich abgeschlossene Vorhaben oder Teilvorhaben erfahren (z. B. einzelne Kapitel einer Dissertation).

Den Anträgen sind tabellarische Lebensläufe aller Antragstellenden (je maximal zwei Seiten inklusive Angabe zur Dauer der Mitgliedschaft in der DOG) und ggf. Schriftenverzeichnisse beizulegen (beschränkt auf je maximal fünf Publikationen). Anträge sind in elektronischer Form per E-Mail als ein Dokument im PDF-Format an den Sprecher / die Sprecherin der FK zu richten.

Mit der Annahme einer finanziellen Beihilfe verpflichten sich Antragstellende:

- die bewilligten Mittel wirtschaftlich und ausschließlich im Interesse des geförderten Vorhabens einzusetzen.
- gegebenenfalls für das Vorhaben notwendige behördliche Genehmigungen einzuholen.
- der FK zu den im Bewilligungsschreiben angegebenen Terminen über den Fortgang der Arbeiten zu berichten und nach Abschluss des Projektes einen inhaltlichen Abschlussbericht vorzulegen (bevorzugt in Form eingereicherter Manuskripte).
- einen Schlussverwendungsnachweis über die Verwendung der Fördermittel nach Maßgabe des Bewilligungsbescheids vorzulegen.
- die Ergebnisse des Vorhabens auf einer Jahresversammlung der DOG vorzustellen.
- in allen wissenschaftlichen und populärwissenschaftlichen Veröffentlichungen, die aus dem geförderten Vorhaben hervorgehen, die Förderung durch die DOG (nicht die FK) zu nennen und der FK je einen

Sonderdruck aller resultierenden Publikationen in elektronischer Form verfügbar zu machen.

Bewilligte Mittel verfallen, wenn sie ohne Begründung innerhalb eines Jahres ab Bewilligungstermin nicht abgerufen wurden. Bewilligte Mittel verfallen und müssen ggf. zurückgezahlt werden, wenn Antragstellende oder Arbeitsgruppenmitglieder, für deren Namen Mittel beantragt wurden, während der Laufzeit des Projektes aus der DOG austreten.

DOG-Forschungsförderung: Sonderauslobungen Studienförderung Vermächtnis Ursula Honig

In einem Vermächtnis hat Frau Ursula Honig (geb. Langer, 1923–2016) aus Hamburg die DOG-Forschungsförderung mit einem namhaften Betrag bedacht. Die DOG würdigt das Vermächtnis Ursula Honig mit drei Sonderauslobungen der neuen DOG-Studienförderung, um studentische Forschungsprojekte von hoher wissenschaftlicher Qualität und Originalität zu fördern.

Für die Antragstellung gelten die Grundsätze und Richtlinien der DOG-Forschungsförderung in ihrer aktuellen Fassung (siehe <http://www.do-g.de/forschungsfoerderung/>) mit den folgenden Abweichungen:

- Einmalig antragsberechtigt sind für ein Hochschul- oder Promotionsstudium eingeschriebene Studierende (Nachweis Studienbescheinigung), die zum Zeitpunkt der Antragstellung Mitglied der DOG sind (keine Mindestdauer der Mitgliedschaft erforderlich).
- Förderungsfähig sind ornithologische Forschungsvorhaben, die im Rahmen des belegten Studiengangs oder der Dissertation vorgesehen sind (z. B. Forschungsmodule, Forschungspraktika, Abschlussarbeiten, Dissertationskapitel). Die maximale Fördersumme beträgt 1.000 €.
- Anträge dürfen maximal fünf Seiten umfassen (inklusive einseitiger Lebenslauf), Abschlussberichte maximal zwei Seiten. Die Begutachtung erfolgt durch drei Mitglieder der Forschungskommission, die mit einfacher Mehrheit entscheiden.
- Anträge sind zu den Stichtagen **1. Juni 2025, 1. Oktober 2025 oder 1. Februar 2026** beim Sprecher der Forschungskommission einzureichen. Pro Stichtag stehen bis zu acht Forschungsbeihilfen der DOG-Studienförderung im Rahmen einer kompetitiven Vergabe zur Verfügung.

Tim Schmoll, Sprecher Forschungskommission

■ Veröffentlichungen von Mitgliedern

Irsch W 2024:

Meister der Anpassung - Die erstaunlichsten Überlebensstrategien der Tier- und Pflanzenwelt

256 S., Taschenbuch, 20,7 cm × 14,7 cm. oekom verlag, München. ISBN 978-3987261237. € 24,00.

Nachrichten

Zügiges Handeln beim Ostseeschutz gefordert!

Ein Bündnis von Ostsee-Naturschutzverbänden fordert von der Landesregierung Schleswig-Holstein ein gemeinsames und entschlossenes Vorgehen für den Schutz der Ostsee. Im Rahmen eines Treffens mit Ministerpräsident Daniel Günther, Umweltminister Tobias Goldschmidt und Landwirtschaftsminister Werner Schwarz appellierten die Verbände an eine schnelle Umsetzung des im März 2024 vorgestellten „Aktionsplans Ostseeschutz 2030“. „Wir wünschen uns ein stärkeres Bekenntnis zum Aktionsplan Ostseeschutz, und zwar von der gesamten Landesregierung und [vom] Ministerpräsident“, betonte Alexander Schwarzlose, Vorsitzender des NABU Schleswig-Holstein.

Ihre Forderungen untermauerten die Verbände mit einem eindrücklichen Bild eines Algent Teppichs vor Heiligenhafen sowie einem Fragenkatalog. Schwarzlose drängte darauf, dass der gesamte politische Einsatz zur Rettung der kranken Ostsee gebündelt werde: „Die Fischbestände gehen immer weiter zurück und die Todeszonen infolge zu hoher Nährstoffeinträge weiten sich immer mehr aus. Die Ostsee wird jeden Tag kranker [–] Worte allein werden sie nicht genesen lassen. Nun braucht es endlich Taten!“

Dr. Sabine Schroeter vom „Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein e. V.“ (LNV SH) hob hervor, dass die Einrichtung und konsequente Umsetzung geplanter Schutzgebiete bis Ende 2025 von zentraler Bedeutung seien: „In den streng geschützten Gebieten [darf] keine Fischerei und kein lauter Wassersport stattfinden [...] Verstöße gegen die Verordnungen [müssen] verfolgt und geahndet werden können.“

Dietmar Ulbrich, Vorsitzender des BUND Schleswig-Holstein, forderte umfassendere Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Ostsee. „Ziel



Algenblüte vor Heiligenhafen.

Foto: Roland Mattern

muss es sein, die Anforderungen der Wasser-Rahmen-Richtlinie der EU zu erfüllen. Jährlich müssen 2.074 Tonnen weniger Stickstoff und 66 Tonnen weniger Phosphor aus Schleswig-Holstein in die Ostsee gelangen.“

Die Ostsee-Naturschutzverbände sehen die geplanten Schutzgebiete als essenziell für die Regeneration von Seegraswiesen, Fischpopulationen, Meeressäugern und Meeresvögeln. Die Landesregierung plant hierzu Regionalkonferenzen in den Ostseekreisen, um über konkrete Schritte zur Umsetzung zu informieren. Das Bündnis, bestehend aus den Organisationen „Arbeitsgemeinschaft Integrierter Ostseeschutz“ (AGIO), „Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Schleswig-Holstein“ (BUND SH), der Heinrich-Böll-Stiftung, LNV SH, NABU Schleswig-Holstein, Verein Jordsand und WWF Deutschland, macht deutlich, dass ein konsequenter Ostseeschutz dringender ist denn je.

www.jordsand.de

Massenvorkommen von Trauerenten in der Außenelbe bei Scharhörn – neue Einblicke in ihre Nahrung

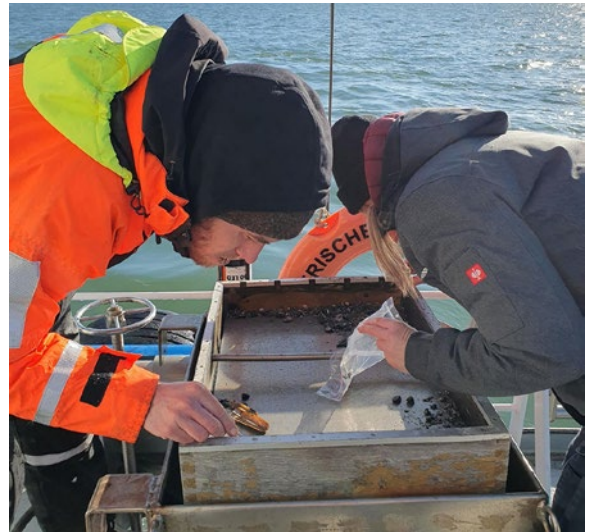
In den letzten Jahren hat sich ein neues Phänomen in der Außenelbe bei Scharhörn gezeigt: eine große Anzahl von Trauerenten *Melanitta nigra* überwintert in diesem Gebiet. Während hier früher nur vereinzelt Trauerenten beobachtet wurden, wurden im Winter 2022/23 bis zu 100.000 Vögel gezählt. Traditionell liegen ihre Haupt-Rastgebiete in der schleswig-holsteinischen Nordsee, etwa vor Sylt, Amrum oder Eiderstedt. Doch was macht die Außenelbe so attraktiv für die Trauerenten?

Ein Forschungsteam, bestehend aus dem „Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Uni Kiel“ (FTZ), dem Seevogelteam des „Dachverbands Deutscher Avifaunisten“ (DDA) und dem „Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein“ (LKN), hat im Rahmen des BirdRest-SH-Projekts den Ursachen dieses Massenvorkommens nachgespürt. Neben der Bestandserfassung stand dabei die Untersuchung der Nahrungssituation im Fokus.

Kleiner Trupp an Trauerenten *Melanitta nigra*.

Foto: Andreas Bange

Trauerenten ernähren sich im Winter hauptsächlich von Muscheln, insbesondere von Schwert- und Trogmuscheln. Während einer Expedition in den letzten Wintertagen des Jahres wurden Bodenproben entnommen, um das Vorhandensein dieser Muschelarten zu prüfen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Nahrung zwar vorhanden ist, jedoch unregelmäßig verteilt. Eine außergewöhnliche Verbesserung der Nahrungsverhältnisse konnte bisher nicht festgestellt werden – die Nahrungssuche für die Trauerenten scheint in der Außenelbe nicht unbedingt einfacher zu sein als in anderen Gebieten.



Benthosuntersuchungen in der Außenelbe bei Scharhörn.

Foto: DDA

Obwohl die Hypothese eines verbesserten Nahrungsangebots noch nicht bestätigt werden konnte, bleibt die Außenelbe ein attraktives Überwinterungsgebiet für Trauerenten. Weitere Untersuchungen und Analysen laufen derzeit, um die genauen Gründe für dieses neue Phänomen zu entschlüsseln. Die Forschung in diesem Bereich verspricht spannende Erkenntnisse – und die hohe Zahl der Trauerenten lässt auf eine anhaltende Bedeutung der Außenelbe für diese faszinierenden Seevögel schließen!

www.dda-web.de

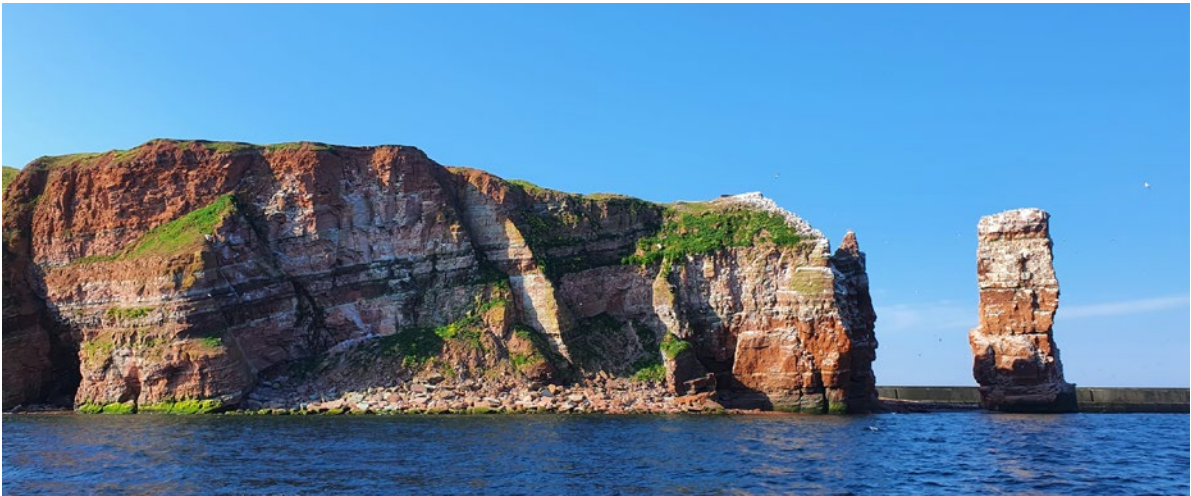
7. Helgoländer Lummentage: Einblick in Deutschlands einzige Hochseevogelkolonie vom 10. bis 25. Juni 2025

Bereits zum siebten Mal fanden im Juni die Helgoländer Lummentage statt, mit einem vielfältigen Programm rund um das Naturschutzgebiet „Lummenfelsen“. Hier leben fünf Hochseevogelarten, die in Deutschland ausschließlich auf Helgoland brüten: Trottellumme *Uria aalge* (Namensgeberin des Lummenfelsens), Tordalk *Alca torda*, Basstölpel *Morus bassanus*, Eissturmvogel *Fulmarus glacialis* (Seevogel des Jahres 2022) und Dreizehenmöwe *Rissa tridactyla*. Seit Ende Februar besiedeln sie das Naturschutzgebiet „Lummenfelsen“ sowie angrenzende Klippen wie die „Lange Anna“. Der Lummenfelsen gilt mit einer Länge von rund 220 Metern und einer Fläche von 1,1 Hektar als kleinstes Naturschutzgebiet Schleswig-Holsteins und als Brutstätte mit der höchsten Vogeldichte in Deutschland.

Der Lummensprung im Juni bietet Besucher*innen ein besonderes Naturschauspiel: Im Alter von etwa drei



Junge Trottellumme.



Lange Anna und NE Klippe von Helgoland.

Foto: Damaris Buschhaus

Wochen wagen junge, noch flugunfähige Trottellummen den mutigen Sprung von den fast 60 Meter hohen Klippen ins Wasser, wo sie von ihren Eltern weiter versorgt werden. Dieses beeindruckende Ereignis zieht jedes Jahr viele Naturbegeisterte nach Helgoland.

Vom 10. bis 25. Juni organisierte der „Verein Jordsand e. V.“, der Helgoland Tourismus-Service und das Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ eine Reihe von Veranstaltungen.

www.jordsand.de

Exklusives Patenschaftsprogramm für Waldrapphandaufzuchten

Am 4. April begann die diesjährige Handaufzucht der Waldrappküken *Geronticus eremita* im Tierpark Rosegg. Sieben Jungvögel wurden nach einem Gesundheitscheck einem neuen Ziehelternteam, bestehend aus Johanna Haas und Marie Batzdorf, übergeben, unterstützt von Barbara Steininger. Die Küken wurden in eigens vorbereitete Nester in einem Container gebracht,



Handaufgezogene Waldrappküken *Geronticus eremita*.

Foto: Waldrappteam

ausgestattet mit Zweigen, Moos und Wärmelampen. Insgesamt sollen 32 Küken aufgezogen werden, zwei weitere Entnahmen sind in Planung.

Bis Anfang Mai bleiben die Küken im Tierpark und beginnen dann ihre Reise Richtung Wintergebiet in Andalusien. Die erste Station ist das Trainingscamp in Taching am See, wo sie für den Langstreckenflug mit dem Fluggerät vorbereitet werden. Die Jungvögel werden selektiv auf die Zieheltern geprägt, um ihnen später bis ins Wintergebiet zu folgen. Diese Handaufzucht ist eine anspruchsvolle und erfüllende Aufgabe, die eine enge Betreuung der Vögel erfordert.

Erstmals bietet der Förderverein Waldrappteam acht exklusive Namenspatenschaften für die Küken der Handaufzucht an. Für 900 € können die Paten ihrem Jungvogel einen Namen geben und ihn im Trainingscamp besuchen sowie auf seiner Reise nach Andalusien über die App „Animal Tracker“ verfolgen. Die Beiträge finanzieren die GPS-Sender, die für das Monitoring und die Sicherheit der Vögel entscheidend sind. Detaillierte Informationen zur Patenschaft sind auf der Homepage des Fördervereins Waldrappteam verfügbar: <https://www.foerderverein-waldrapp.at/patenschaften/>.

www.waldrapp.eu

Internationales Waldrappsymposium in Andalusien

Am 12. und 13. März fand im Alcázar von Jerez de la Frontera das „International Northern Bald Ibis Symposium“ zum Schutz des Waldrapps *Geronticus eremita* statt. Die Veranstaltung bot 66 Teilnehmer*innen aus 14 Ländern – darunter Wissenschaftler*innen, Artenschutzexpert*innen, Beamt*innen, Student*innen, Zoofachleute und Waldrappenthusiast*innen – eine Plattform zum Austausch von Forschungsergebnissen. Insgesamt wurden 29 Vorträge und neun Poster präsentiert. Am 14. März besuchten die Teilnehmer*innen wichtige Standorte der Proyecto-Eremita-Population, darunter die Brutwand in La Barca de Vejer sowie die Voliere und den Brutturm in San Ambrosio.

Das Organisationskomitee vereinte internationale Institutionen mit dem Ziel, die globale Zusammenarbeit im Waldrappschutz zu stärken, neue Forschungsergebnisse zu diskutieren und eine internationale Struktur



Gruppenfoto beim „International NBI Symposium“ in Andalusien.
Foto: Waldrappteam

für den wissenschaftlichen Austausch zu reaktivieren, nachdem die „International Advisory Group for the Northern Bald Ibis“ (IAGNBI) seit 2016 keine weiteren Treffen organisiert hatte.

Ein Schwerpunkt lag auf der aktiven Wiederansiedlung des Waldrapps, wobei Projekte aus Spanien, Frankreich und der Schweiz vorgestellt wurden. Forscher*innen aus Marokko, Algerien und der Türkei präsentierten zudem wildlebende sowie semi-wildlebende Kolonien.

Zahlreiche wissenschaftliche Studien behandelten Themen wie Veterinärmedizin, Genetik, populationsdynamische Modellierung und Habitateverwertung. Ein aktuelles Forschungsprojekt analysiert mithilfe von Satelliten- und GPS-Daten die Verfügbarkeit von Nahrungsgebieten für Waldrappe – von den nördlichen Alpen bis nach Andalusien.

Ein bedeutender Meilenstein war die Vereinbarung zwischen der andalusischen Regionalregierung (Junta de Andalucía) und dem „Waldrappteam Conservation and Research“, das die migrierende Population im Rahmen des „LIFE-Northern-Bald-Ibis-Projekts“ betreut. Die Unterzeichnung eines „Memorandum of Understanding“ unterstreicht die Bedeutung der internationalen Zusammenarbeit im Artenschutz. Diese Initiative umfasst sechs europäische Länder und ein Gebiet von rund 600.000 km². Zwei Zugkorridore verbinden verschiedene Lebensräume vom nördlichen Alpenvorland über die Südtoskana bis nach Andalusien – eines der größten Artenschutzprogramme weltweit für eine einzelne Tierart.

Die Veranstaltung war ein voller Erfolg. Ein weiteres Symposium ist in zwei bis drei Jahren geplant, um den internationalen Austausch und die Weiterentwicklung der Schutzmaßnahmen fortzuführen.

www.waldrapp.eu

Waldrappartenschutzbemühungen durch Medienverwechslung gefährdet

Ein Fernsehbericht des italienischen Medienunternehmens Mediaset berichtete über angebliche Schäden an landwirtschaftlichen Flächen in der Region Verona durch „Ibisse“. Dabei wurde der invasive Pharaonenibis *Threskiornis aethiopicus* (African Sacred Ibis) mit dem vom Aussterben bedrohten und streng geschützten Waldrapp *Geronticus eremita* (Northern Bald Ibis) verwechselt. Während im Beitrag Aussagen über den Pharaonenibis gemacht wurden, zeigten die Bilder jedoch Waldrappe, insbesondere im Zusammenhang mit dem Artenschutzprojekt „LIFE Northern Bald Ibis“.

Der Pharaonenibis, ursprünglich aus Afrika südlich der Sahara, hat sich nach Fluchten aus Gefangenschaft



Streng geschützter Waldrapp *Geronticus eremita*.

Foto: Waldrappteam

in Europa angesiedelt. In Italien gilt er als invasive Art, ernährt sich unter anderem auch von Eiern und Küken anderer Arten und unterliegt daher Regulierungen. Der Waldrapp hingegen ernährt sich überwiegend von Würmern und Larven und kann durch seine Schnabelform gar keine Eier fressen. Diese gefährdete Art ist kein landwirtschaftlicher Schädling, sondern ein Indikator für gesunde Agrarlandschaften und bietet Landwirt*innen sogar Vorteile.

Artenschützer*innen befürchten, dass der irreführende Bericht die Wilderei in Verona weiter verschärfen könnte, die bereits eine große Bedrohung für die Waldrapppopulation darstellt.

www.waldrapp.eu



Invasiver Pharaonenibis *Threskiornis aethiopicus*.

Foto: Carsten Burrow

70 Jahre „THE RING“ – Fachzeitschrift zur Vogelzugforschung feiert Jubiläum

Die Fachzeitschrift „THE RING“, eine der ältesten noch bestehenden wissenschaftlichen Publikationen im Bereich der Vogelzugforschung, feiert in diesem Jahr ihr 70-jähriges Bestehen. Was 1954 als privates Projekt eines polnischen Exilforschers in Großbritannien begann, ist heute ein international anerkanntes Open-Access-Journal mit mehr als 280 veröffentlichten Artikeln, das in 32 wissenschaftlichen Datenbanken gelistet ist.

Die Geschichte von „THE RING“ ist eng mit dem Leben von Władysław Rydzewski verbunden, einem Pionier der europäischen Vogelzugforschung. In den Nachkriegsjahren lebte Rydzewski als Flüchtling in Croydon bei London und arbeitete dort unter einfachen Bedingungen. Parallel dazu verfasste er seine Dissertation über die Wiederfunde von Graureihern *Ardea cinerea* auf Grundlage europaweiter Beringungsdaten – ein wissenschaftliches Novum seiner Zeit.

Im Oktober 1954 erschien die erste Ausgabe von „THE RING“, damals noch als Mitteilungsblatt für Vogelberingung konzipiert. Nach Rydzewskis Rückkehr nach Polen im Jahr 1960 wurde die Herausgabe von der Polnischen Zoologischen Gesellschaft übernommen. Die Redaktion blieb jedoch unter seiner Leitung – zunächst an der Universität Wrocław, später gemeinsam mit jungen Kollegen wie Przemysław Busse, der heute Chefredakteur ist.

Nach Rydzewskis Tod 1980 wurde „THE RING“ weitergeführt und in den 1990er-Jahren grundlegend reformiert. Aus einem Bulletin wurde eine begutachtete wissenschaftliche Zeitschrift mit dem neuen Schwerpunkt „Ringing – Migration – Monitoring“.

Seit der Neuaufstellung 1992 wurden 33 Jahrgänge mit insgesamt 288 Artikeln auf über 4.200 Seiten veröffentlicht. Trotz fehlendem Impact Factor wird „THE RING“ häufig zitiert und ist heute in zahlreichen wissenschaft-

lichen Datenbanken indexiert – darunter Crossref, Google Scholar, Thomson Reuters Master List und Citefactor.

Besonders hervorzuheben ist die internationale Reichweite: Noch bis 2015 wurden gedruckte Ausgaben in über 200 Bibliotheken weltweit verteilt. Seitdem erscheint die Zeitschrift ausschließlich online und ist über die Plattformen <https://sciendo.com/journal/RING> (ab Jahrgang 2002) sowie wbwp-fund.eu (1990–1999 Inhalte, ab 2000 Volltexte) frei zugänglich.

Die fachliche Bedeutung von „THE RING“ steht außer Frage – umso dramatischer ist die prekäre finanzielle Lage. Die Herausgabe erfolgt heute über die kleine, gemeinnützige „Bird Migration Research Foundation“, die weder dauerhaft institutionell gefördert wird noch auf stabile Sponsorengelder zurückgreifen kann. Die Redaktion arbeitet ehrenamtlich, und die Finanzierung erfolgt bislang ausschließlich über projektgebundene Mittel oder Spenden. Angesichts steigender technischer Anforderungen an Onlinepublikationen ist die Zukunft von „THE RING“ ungewiss – trotz seines wertvollen wissenschaftlichen Erbes.

Zum 70-jährigen Bestehen richtet sich ein Appell an alle Freunde der Vogelzugforschung, der wissenschaftlichen Kommunikation und des offenen Zugangs zu Wissen: „THE RING ist klein, aber bedeutend. In einer Welt, in der große Verlage den Markt dominieren, braucht es solche unabhängigen Plattformen. Der Frühling ist eine Zeit der Hoffnung – helfen Sie uns, auch die nächsten Jahrzehnte zu gestalten.“

Kontakt & Informationen:

Bird Migration Research Foundation

E-Mail: contact@wbwp-fund.eu

Website: www.wbwp-fund.eu

Przemysław Busse, Bird Migration Research Foundation

Literaturbesprechungen

Marilyn J. Roossinck:

Viren - Die faszinierende Welt unserer heimlichen Mitbewohner

Haupt Verlag, Bern, 288 Seiten, durchgehend farbig bebildert, 1. Auflage 2025. Format: 19 x 24,6 cm. EUR 36,00 (D) / EUR 37,10 (A) / CHF 39,00 (UVP). ISBN 978-3-258-08407-7

Kein Buch über Vögel, aber über die nicht minder faszinierende Welt der Viren, deren Bedeutung zunehmend auch für die Vogelwelt und für andere wildlebende Tiere erkannt und erforscht wird. H5N1-Vogelgrippe, Vogelpocken oder Usutu-Viren sind Beispiele für Viren, die unter den Gefiederten kursieren und für deren Erkrankung und Tod verantwortlich sind. Als Naturbeobachtende betreffen uns und unsere Gesundheit hierzulande Frühsommer-Meningo-Enzephalitis-, Hanta- oder Tollwutviren, auf Reisen Hepatitis, Zika und Dengue.

Durch ihr enormes evolutionäres Potenzial sind die erst vor ca. 130 Jahren entdeckten Viren die vielfältigsten biologischen Einheiten, die wir Menschen ziemlich einseitig in erster Linie als „böse“ wahrnehmen. Dabei spielen die häufigeren „guten“, überaus nützlichen Viren eine weitaus größere Rolle, wenn sie zum Beispiel zum Schutz vor anderen Pathogenen, vor Stressoren oder zur Plazentabildung beitragen. Und wir kennen mit derzeit 9000 Arten nur einen Bruchteil der Viren auf unserem Planeten, die trotz ihrer Kleinheit eine enorme Biomasse ausmachen: In den Weltmeeren kommen 1030 der meist nur 100 Nanometer großen Viruspartikel vor.

Das Buch zeigt anhand zahlreicher Beispiele, wie Viren die Meere funktionsfähig halten, durch Insekten übertragen werden, das Verhalten ihrer Wirte manipulieren oder Artgrenzen zu überwinden vermögen und Pandemien bei Menschen, Tieren und Pflanzen auslösen. Diese wenigen Aspekte zeigen den weiten Bogen, den die Autorin, eine emeritierte Professorin für Virenökologie an der Pennsylvania State University spannt: Von den Grundlagen der Zellbiologie, der Entdeckung und Erforschung, über Genetik bis zu ökologischen Aspekten bietet das Buch einen umfassenden Querschnitt durch das Reich der Viren. In Bezug auf unsere Spezies kommen auch das Immunsystem, Impfungen und der Einsatz von Viren zur Therapie von Krankheiten oder zur Kontrolle von Pflanzenkrankheiten zur Sprache.

Bei dem Buch handelt es sich um die deutschsprachige Ausgabe des 2023 in den USA erschienen Titels „Viruses - A natural history“. Daher endet das Literaturverzeichnis 2021, das für die Fülle der gebotenen Informationen etwas knapp ausfällt. Für Interessierte hätte es zum gezielten Weiterlesen kapitelweise und umfangreicher angelegt sein können. Aber wie aus dem Haupt-Verlag nicht anders zu erwarten ist das Werk sehr anschaulich gestaltet und großzügig illustriert. Es ist kein Lehrbuch, sondern eine Bestandsaufnahme, mit der man sich zum Thema Viren updaten kann. Es eignet sich zum Durchlesen oder Nachschlagen, oder um sich einfach nur von den anhand von Kryo-Elektronenmikroskop-Daten erstellten, farbenreichen künstlerisch interpretierten Viren-

darstellungen begeistern zu lassen. Eine lohnende Lektüre für alle, die mehr wissen wollen über die heimlichen Mitbewohner, die uns als Menschen, Beobachtende und Vogelkundige ständig begegnen und begleiten.

Stefan Bosch (Sternenfels)

Herrmann, Ph.:

Vögel bestimmen mit den Ohren. – Der ultimative Vogelstimmen-Guide: Buch und App für sicheres Erkennen.

142 S., 226 Fotos, 2 Graphiken; 115 App.-Codes; Kosmos-Verlag 2025

Dieses ansprechend bebilderte Buch regt auf Anhieb zum Blättern und Lesen an. Der Text richtet sich vorwiegend an „Einsteiger“ (wobei das „Du“ wohl die jüngeren Leser anspricht). Stellvertretend für die Artenvielfalt der heimischen Vogelwelt werden 38 leichter zu entdeckende Arten vorgestellt, jeweils mit Bild und kurzem Text zu Lebensraum, Tages- und Jahresphänologie und mit einer Charakterisierung von Rufen und Gesang. Diese Beispielsarten sind zur besseren Übersicht nach Lebensraum und Häufigkeit auf 7 Kategorien verteilt: von Wald, Wiese und Gewässer bis Dorf und Stadt, ergänzt durch 17 allgemein bekannte bzw. Allerwelts-Arten. Dazu gibt es Arten-Steckbriefe und Praxis-Tipps, wie man sich im Stimmengewirr eines morgendlichen Vogelstimmen-Konzerts am besten orientiert, unterstützt durch Fernglas und Bestimmungsbuch.

Überraschenderweise verzichtet der Autor – ganz im Gegensatz zu bisherigen Bestimmungsbüchern – auf Umschreibungen der Stimmen mit Notenschrift, lautmalerschen Merksätzen, graphischen Symbolen oder auf eine Darstellung mit Hilfe von Sonagrammen. Auch sind weder Schallplatten, Tonkassetten, CD-s oder der praktische Ting-Hörstift beigelegt, auch bietet das Buch kein integriertes sound-Modul, denn alle Lernhilfen und Tonbeispiele wurden ins Internet „ausgelagert“. – Herrmann empfiehlt folgerichtig das Smartphone als wichtigstes Hilfsmittel, auf das sich sowohl die Abbildungen aus dem „Kosmos Vogelführer“ herunterladen lassen, wie auch der Zugang zu den digitalen Stimmenarchiven möglich ist (neben 89 Gesängen aus dem Archiv von J.-C. Roche bietet Herrmann auch 26 kurze Videos, die über App „Kosmos Plus“ abrufbar sind). Als Besonderheit bietet der Autor eine „Vogelstimmen-hotline“ an, über die auch eigene Aufnahmen im Gelände ganz aktuell (per whatsapp) bewertet und bestimmt werden können.

Dank dieses „Kunstgriffs“ lässt sich der Buchumfang stark eingrenzen, doch muss es den Leser auch irritieren, wenn das Buch selbst weder Vogelstimmen im Einzelnen beschreibt noch akustisch wiedergibt. Da sich Vogelstimmen-Beispiele z. B. bei NABU, BirdLife, xeno-canto etc. im Internet ohnehin jederzeit abrufen lassen, bleibt die Zielrichtung dieses Buches wohl vor allem in der Aufforderung, hinaus zu gehen, den Vögeln zuzuhören – und auf diesem Wege eine ganz besondere Welt vor unserer Haustüre zu entdecken!

W. Scherzinger

Hecker, K. & Hecker, F. (2025):

Das Buch der Gartenvögel. – Dein Begleiter für Garten und Balkon – ein lebendiger Streifzug für die ganze Familie.

222 Seiten, mit zahlreichen Fotos von den Autoren und Illustrationen von Henriette Kelsch. Franckh-Kosmos-Verlags GmbH & Co. KG; Stuttgart. ISBN: 978-3-440-18076-1

Dieses ästhetisch gestaltete Buch lädt mit den ausgesucht schönen Fotos und Aquarellen gleich zum Blättern und Staunen ein. Doch gleichzeitig fragt man sich: Schon wieder ein Buch über Gartenvögel? Durchsucht man das Internet, so sind allein in den letzten Jahren wenigstens 24 Bücher über Gartenvögel bzw. Vogelgärten erschienen, davon 5 im Kosmos-Verlag!

Was also erwartet den Leser an Neuem bzw. Besonderem auf diesen 222 Seiten?

Als Einführung werden die phänologischen Eckpunkte im „Vogeljahr“ nachgezeichnet; wer ist innerhalb von 10 definierten Zeitabschnitten wann und wo zu beobachten (11 Seiten). Gefolgt von Empfehlungen zum Angebot an Strukturen und Nahrungsquellen, um die Attraktivität von Gärten (und Balkon) für die heimische Vogelwelt anzuheben (z. B. Beerensträucher, Blüten- und Samenstände, Wasserstellen, Obstbäume und Nistgelegenheiten); ergänzend auch Hinweise zur artgerechten und hygienischen Winterfütterung (11 Seiten).

Der Hauptteil aber ist den insgesamt 124 Vogelarten gewidmet, die mit großformatigen Artenportraits, kurzen Angaben zu Habitat, Ernährung, Gesang, Paarbindung, Nestbau oder Zugverhalten auf jeweils 1-3 Seiten vorgestellt werden (177 Seiten). Dieses überraschend hohe Artenspektrum ist grob nach Singvögeln, Spechten und Tauben, Eulen, Greifvögeln und Falken und letztlich Störchen sowie Fasanen gegliedert. Zwischengeschaltet sind noch geraffte Kurzportraits zu Gebirgsvögeln, Wasservögeln und Küstenbewohnern.

Die Auswertung der von den Natur- und Vogelschutzverbänden jährlich organisierten „Stunde der Wintervögel“ und der „Stunde der Gartenvögel“ betrifft rund 30 Vogelarten, die im engeren Siedlungsbereich mehr/minder regelmäßig beobachtet werden können. Die Internetseite „Ornithologie für Anfänger“ bespricht 52 typische Gartenvögel. In diesem Buch listen die Autoren aber gleich 124 Vogelarten auf, was jeden Leser stutzig machen muss, denn in welchem Garten und auf welchem Balkon (so der Untertitel) lassen sich Uhus, Habichte, Kolkraben, Rotschenkel oder Gänsesäger beobachten? – Weniger ist oft mehr.....

In Summe ein sehr ansprechendes Buch, mit sehr reichem Bildmaterial und schlagwortartig kurzen Texten, nicht zuletzt einem Anhang mit nützlichen Adressen, Buchempfehlungen und App-Codes zum Abhören der Stimmen von 124 Vogelarten.

W. Scherzinger

Zielsetzung und Inhalte

Die „Vogelwarte“ veröffentlicht Beiträge ausschließlich in deutscher Sprache aus allen Bereichen der Vogelkunde sowie zu Ereignissen und Aktivitäten der Gesellschaft. Schwerpunkte sind Fragen der Feldornithologie, des Vogelzuges, des Naturschutzes und der Systematik, sofern diese überregionale Bedeutung haben. Dafür stehen folgende ständige Rubriken zur Verfügung: Originalbeiträge, Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten, Standpunkt, Praxis Ornithologie, Spannendes im „Journal of Ornithology“, Aus der DOG, Persönliches, Ankündigungen und Aufrufe, Nachrichten, Literatur (Buchbesprechungen, Neue Veröffentlichungen von Mitgliedern). Aktuelle Themen können in einem eigenen Forum diskutiert werden.

Text

Manuskripte sind so knapp wie möglich abzufassen, die Fragestellung muss eingangs klar umrissen werden. Der Titel der Arbeit soll die wesentlichen Inhalte zum Ausdruck bringen. Werden nur wenige Arten oder Gruppen behandelt, sollen diese auch mit wissenschaftlichen Namen im Titel genannt werden. Auf bekannte Methoden ist lediglich zu verweisen, neue sind hingegen so detailliert zu beschreiben, dass auch Andere sie anwenden und beurteilen können. Alle Aussagen sind zu belegen (z. B. durch Angabe der Zahl der Beobachtungen oder Versuche und der statistischen Kennwerte bzw. durch Literaturzitate). Redundanz in der Präsentation ist unbedingt zu vermeiden. In Abbildungen oder Tabellen dargestelltes Material wird im Text nur erörtert.

Allen Originalarbeiten sind **Zusammenfassungen in Deutsch und Englisch** beizufügen. Sie müssen so abgefasst sein, dass Sie für sich alleine über den Inhalt der Arbeit ausreichend informieren. Aussagelose Zusätze wie „...auf Aspekte der Brutbiologie wird eingegangen...“ sind zu vermeiden. Bei der Abfassung der englischen Textteile kann nach Absprache die Schriftleitung behilflich sein.

Längeren Arbeiten soll ein Inhaltsverzeichnis vorangestellt werden. Zur weiteren Information, z. B. hinsichtlich der Gliederung, empfiehlt sich ein Blick in neuere Hefte. Auszeichnungen wie Schrifttypen und -größen nimmt in der Regel die Redaktion oder der Hersteller vor. Hervorhebungen im Text können (nur) in Fettschrift vorgeschlagen werden.

Wissenschaftliche Artnamen erscheinen immer bei erster Nennung einer Art in kursiver Schrift (ebenso wie deutsche Namen nach der Artenliste der DOG), Männchen und Weibchen-Symbole sollen zur Vermeidung von Datenübertragungsfehlern im Text nicht verwendet werden (stattdessen „Männchen“ und „Weibchen“ ausschreiben). Sie werden erst bei der Herstellung eingesetzt. Übliche (europäische) Sonderzeichen in Namen dürfen verwendet werden. Abkürzungen sind nur zulässig, sofern sie normiert oder im Text erläutert sind.

Aus Gründen des Platzes und der Lesbarkeit wird an Textstellen, an denen von geschlechtlich gemischten Personengruppen die Rede ist, das generische Maskulinum verwendet.

Wir verarbeiten personenbezogene Daten unter Beachtung der Bestimmungen der EU-Datenschutz-Grundverordnung (DS-GVO), des Bundesdatenschutzgesetzes (BDSG) sowie aller weiteren maßgeblichen Gesetze. Grundlage für die Verarbeitung ist Art. 6 Abs. 1 DS-GVO. Unsere Datenschutzerklärung finden Sie unter www.do-g.de/datenschutz.

Abbildungen und Tabellen

Abbildungen müssen prinzipiell zweisprachig erstellt werden (sowohl Worte in Abbildungen als auch Abbildungs- und Tabellenlegenden zweisprachig deutsch und englisch). Diese werden so abgefasst, dass auch ein nicht-deutschsprachiger Leser die Aussage der Abbildung verstehen kann (d.h. Hinweise wie „Erklärung im Text“ sind zu vermeiden). Andererseits müssen aber Abbildungslegenden so kurz und griffig wie möglich gehalten werden. Die Schriftgröße in der gedruckten Abbildung darf nicht kleiner als 6 pt sein (Verkleinerungsmaßstab beachten!).

Literatur

Bei Literaturziten im Text sind keine Kapitälchen oder Großbuchstaben zu verwenden. Bei Arbeiten von zwei Autoren werden beide namentlich genannt, bei solchen mit drei und mehr Autoren nur der Erstautor mit „et al.“. Beim Zitieren mehrerer Autoren an einer Stelle werden diese chronologisch, dann alphabetisch gelistet (jedoch Jahreszahlen von gleichen Autoren immer zusammenziehen). Zitate sind durch Semikolon, Jahreszahl-Auflistungen nur durch Komma zu trennen. Im Text können Internet-URL als Quellenbelege direkt genannt werden. Nicht zitiert werden darf Material, das für Leser nicht beschaffbar ist wie unveröffentlichte Gutachten oder Diplomarbeiten.

In der Liste der zitierten Literatur ist nach folgenden Mustern zu verfahren: a) Beiträge aus Zeitschriften: Winkel W, Winkel D & Lubjuhn T 2001: Vaterschaftsnachweise bei vier ungewöhnlich dicht benachbart brütenden Kohlmeisen-Paaren (*Parus major*). J. Ornithol. 142: 429–432. Zeitschriftennamen können abgekürzt werden. Dabei sollte die von der jeweiligen Zeitschrift selbst verwendete Form verwendet werden. b) Bücher: Berthold P 2000: Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. c) Beiträge aus Büchern mit Herausgebern: Winkler H & Leisler B 1985: Morphological aspects of habitat selection in birds. In: Cody ML (Hrsg) Habitat selection in birds: 415–434. Academic Press, Orlando.

Titel von Arbeiten in Deutsch, Englisch und Französisch bleiben bestehen, Zitate in anderen europäischen Sprachen können, Zitate in allen anderen Sprachen müssen übersetzt werden. Wenn vorhanden, wird dabei der Titel der englischen Zusammenfassung übernommen und das Zitat z. B. um den Hinweis „in Spanisch“ ergänzt. Diplomarbeiten, Berichte und ähnl. können zitiert, müssen aber in der Literaturliste als solche gekennzeichnet werden. Internetpublikationen werden mit DOI-Nummer zitiert, Internet-Seiten mit kompletter URL und dem Datum des letzten Zugriffs.

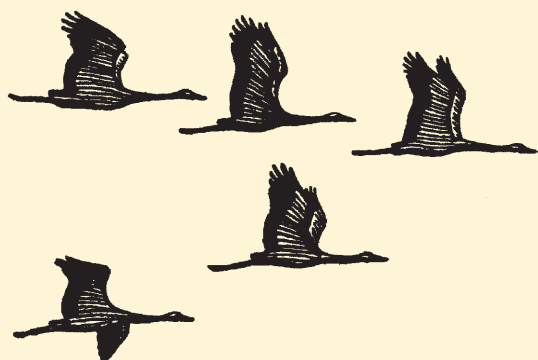
Buchbesprechungen sollen in prägnanter Form den Inhalt des Werks umreißen und für den Leser bewerten. Die bibliographischen Angaben erfolgen nach diesem Muster:

Joachim Seitz, Kai Dallmann & Thomas Kuppel: Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Fortsetzungsband 1992–2001. Selbstverlag, Bremen 2004. Bezug: BUND Landesgeschäftsstelle Bremen, Am Dobben 44, 28203 Bremen. Hardback, 17,5 x 24,5 cm, 416 S., 39 Farbfotos, 7 sw-Fotos, zahlr. Abb. und Tab. ISBN 3-00-013087-X. 20,00 €.

Dateiformate

Manuskripte sind als Ausdruck oder in elektronischer Form möglichst per E-Mail oder auf CD/Diskette an Dr. Wolfgang Fiedler, Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Am Obsterberg 1, 78315 Radolfzell (E-Mail: fiedler@ab.mpg.de) zu schicken (Empfang wird innerhalb weniger Tage bestätigt). Texte und Tabellen sollen in gängigen Formaten aus Office-Programmen (Word, Excel etc.) eingereicht werden. Abbildungen werden vom Hersteller an das Format der Zeitschrift angepasst. Dafür werden die Grafiken (Excel oder Vektordateien) aus den Programmen CorelDraw, Illustrator, Freehand etc. (Dateiformate eps, ai, pdf, cdr, fh) und separat dazu die dazugehörigen Dateien als Excel-Tabellen (oder im ASCII-Format mit eindeutigen Spaltendefinitionen) eingesandt. Fotos und andere Bilder sind als tiff- oder jpeg-Dateien (möglichst gering komprimiert) mit einer Auflösung von mindestens 300 dpi in der Mindestgröße 13 x 9 bzw. 9 x 13 cm zu liefern. In Einzelfällen können andere Verfahren vorab abgesprochen werden.

Für den Druck zu umfangreiche **Anhänge** können von der Redaktion auf der Internet-Seite der Zeitschrift bereitgestellt werden. Autoren erhalten von ihren Originalarbeiten ein PDF-Dokument.



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Band 63 • Heft 2 • Mai 2025

Inhalt – Contents

Borut Stumberger & Franc Janžekovič Stromschlagopfer in Pelagonien weisen auf populationsrelevante Verluste bei Vögeln hin.....	81
Hans-Valentin Bastian, Axel Frey & Anita Bastian Zunehmende Bestände der Zaunammer <i>Emberiza cirlus</i> bei Grünstadt / Pfalz	101
Felix Zitzmann & Sören Budig Einfluss verschiedener Habitat- und Landschaftsparameter auf röhrichtbrütende Singvögel in ausgewählten Schilfröhrichten Niedersachsens.....	115
Frank R. Mattig Spannendes aus dem "Journal of Ornithology"	131
Aus der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft	141
Vogelwarte Aktuell	141
Persönliches	143
Nachrichten.....	148
Literaturbesprechungen	151