



Dissertation

## **Bedrohte Kornweihen (*Circus cyaneus*) im niedersächsischen Wattenmeer**

Eine ökologische Analyse potentieller Einflussfaktoren  
auf die vom Aussterben bedrohte Brutpopulation der  
Ostfriesischen Inseln im Nationalpark  
Niedersächsisches Wattenmeer

**Nadine Knipping**

# **Bedrohte Kornweihen (*Circus cyaneus*) im niedersächsischen Wattenmeer**

Eine ökologische Analyse potentieller Einflussfaktoren  
auf die vom Aussterben bedrohte Brutpopulation der  
Ostfriesischen Inseln im Nationalpark  
Niedersächsisches Wattenmeer

Von der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften  
der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg  
zur Erlangung des Grades und Titels einer  
Doktorin der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)  
angenommene Dissertation von

**Nadine Knipping**  
geb. Oberdiek

geboren am 28. März 1979 in Herford

Gutachter: Prof. em. Dr. Michael Kleyer  
Zweitgutachter: Prof. Dr. Heiko Schmaljohann

Tag der Disputation: 13.06.2025

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer“.

Das Projekt wurde finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt - DBU (Förderperiode 01/2013 – 06/2018), die Niedersächsische Wattenmeer Stiftung, die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und die Niedersächsische Ornithologische Vereinigung – NOV (Förderzeitraum 2009 – 2012).



**Titelfoto:** Feuchtes Dünenal auf Norderney (Foto: Nadine Knipping), Kornweihen-Fotos (von links nach rechts): Kornweihen-Männchen (Foto: Janina Voskuhl), Kornweihen-Küken im Nest (Foto: Nadine Knipping), Kornweihen-Weibchen (Foto: Nadine Knipping)

Alle Bilder, sofern nicht anders gekennzeichnet, von © Nadine Knipping

*Es scheint mir, dass die Natur  
die größte Quelle der Begeisterung ist;  
die größte Quelle visueller Schönheit;  
die größte Quelle des intellektuellen Interesses.  
Es ist die größte Quelle von so viel im Leben,  
die das Leben lebenswert macht.*

*Sir David Attenborough (\*1926)*

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b>	1
<b>Summary</b>	4
<b>Kapitel 1</b>	
Einleitung	6
<hr/>	
<b>Kapitel 2</b>	
Natürliche Lebensräume auf den Wattenmeerinseln als Brutgebiet für bedrohte Kornweihen <i>Circus cyaneus</i> – Habitatstruktur und Brutplatzpräferenzen	27
<hr/>	
<b>Kapitel 3</b>	
Von Weihen und Mäusen: Einfluss der Wühlmausbestände auf die Reproduktion von Kornweihen in Inselhabitaten des niedersächsischen Wattenmeeres	63
<hr/>	
<b>Kapitel 4</b>	
Nahrungswahl von Kornweihen für die Jungenaufzucht	83
<hr/>	
<b>Kapitel 5</b>	
Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen ( <i>Circus cyaneus</i> ) und Rohrweihen ( <i>Circus aeruginosus</i> ) auf den Ostfriesischen Inseln	93
<hr/>	
<b>Kapitel 6</b>	
Aufstieg und Fall der Kornweihe <i>Circus cyaneus</i> im Wattenmeer – Ein Integriertes Populationsmodell für eine vom Aussterben bedrohte Brutvogelart	101
<hr/>	
<b>Kapitel 7</b>	
Synthese	133
<hr/>	
<b>Anmerkungen</b>	
Anschriften der Ko-Autoren, Danksagung, Publikationen, Erklärung	149
<hr/>	

## Zusammenfassung

Die Kornweihe (*Circus cyaneus*) ist eine bodenbrütende Greifvogelart und gehört zu den seltensten und vom Aussterben bedrohten Brutvogelarten in Deutschland. Den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu, beherbergten sie doch nahezu den gesamten deutschen Brutbestand und waren das jährlich einzig regelmäßige Brutvorkommen dieser mittelgroßen Greifvogelart in Deutschland. Dabei erlebte die Wattenmeer-Population der Kornweihen eine bemerkenswerte Populationsentwicklung. Kornweihen besiedelten die Ostfriesischen Inseln als Brutgebiet erstmals ab den 1980er Jahren. Die Brutpaarzahlen nahmen bis Ende der 1990er Jahre bis zu einem Maximum von 53 Revierpaaren rasant zu. Nach einer kurzen stabilen Phase setzte seit etwa 2005 ein dramatischer Rückgang ein, der die Art bis an den Rand des Erlöschens brachte. Der Schutz und Erhalt der vom Aussterben bedrohten Kornweihen obliegt einer besonderen nationalen Verantwortung. Dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer kommt hierbei eine herausragende nationale wie internationale Bedeutung als Brutgebiet für diese Art zu. Die weitgehend natürlichen Lebensräume der Wattenmeerinseln bilden letzte Rückzugsräume für diese bedrohte Greifvogelart, die in weiten Teilen an der Küste und vor allem im Binnenland als Brutvogel verschwunden ist und sich auch auf europäischer Ebene in einer sehr kritischen Bestandssituation befindet.

Die hier vorgelegte Studie umfasst den Zeitraum von 2009 - 2017. Die Projektlaufzeit liegt somit nicht nur am Ende der etwa 15-jährigen stabilen Phase im Bestandsverlauf, sondern insbesondere in der Phase des sehr raschen Rückgangs der Brutpaarzahlen. Damit dokumentiert sie auch das Erlöschen der Kornweihen-Brutpopulation im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Mit dieser Studie werden Wissenslücken zur Lebensweise brütender Kornweihen geschlossen mit dem Fokus auf ein detailliertes Verständnis ihrer Brut- und Nahrungsökologie in ihrem Brutgebiet auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln. Ziel ist die Identifizierung der bestandslimitierenden Faktoren und potentieller Einflussgrößen sowie die zugrundeliegenden populationsdynamischen Prozesse, um eine fundierte Beurteilung der kritischen Bestandssituation vornehmen zu können.

Das Angebot sowie die qualitative Ausstattung von Nistplätzen sind von entscheidender Bedeutung für eine erfolgreiche Reproduktion und damit für das Fortbestehen von Populationen. In ihrem Brutgebiet auf den Wattenmeerinseln zeigten Kornweihen bei der Wahl ihrer Nestbereiche eine ausgesprochene Präferenz für gebüschdominierte Vegetationskomplexe am Rande feuchter Dünentäler mit Anschluss an offene, niedrigwüchsige Dünengrasländer, die sie zur Nahrungssuche nutzten. Die durch eingeschränkte geomorphologische Dynamik fortschreitende Sukzession der typischen Dünenvegetation zeigte sich vor allem in einer flächenmäßigen Zunahme eben solcher von Kornweihen bevorzugten Dünengebüsche. Es erscheint daher unwahrscheinlich, dass das flächenmäßige Angebot potentieller Nisthabitate für Kornweihen eingeschränkt ist und sich negativ auf den Brutbestand

auswirkt. Jedoch können insbesondere die anthropogen initiierten Waldhabitate Arten (z.B. Habicht und bodenbewohnende Raubsäuger) einen Lebensraum bieten, die nicht zum natürlichen Artenspektrum einer Wattenmeerinsel gehören. Solche Arten können das Prädationsrisiko für Kornweihen grundsätzlich erhöhen und allein durch ihre Anwesenheit die Qualität des Brutgebietes negativ beeinflussen.

Neben dem Nistplatzangebot sind auch das Angebot sowie die Verfügbarkeit geeigneter Nahrung essentiell für eine erfolgreiche Reproduktion und damit für den Erhalt der Brutpopulation. Insgesamt lag die Reproduktionsleistung der Kornweihen im untersuchten Zeitraum mit durchschnittlich 1,7 flüggen Jungvögeln pro Weibchen und Jahr auf einem gleichbleibend hohen Niveau, was zudem auch ausreichend für den Bestandserhalt ist. Dabei hatte das Nahrungsangebot an Wühlmäusen (*Microtus spec.*) auf die Reproduktionsparameter Gelegegröße und Legedatum keinen wesentlichen Einfluss. Jedoch beeinflusste die Größe der Wühlmauspopulation maßgeblich die Anzahl der brütenden Weibchen, so dass mit einer höheren Abundanz an Wühlmäusen auch mehr Weibchen verpaart waren und ein Gelege zeitigten. Kornweihen zeigten sich relativ flexibel in Bezug auf ein jährlich schwankendes Nahrungsangebot an Wühlmäusen. In Jahren mit geringer Wühlmausdichte wurden deutlich mehr Singvögel an die Jungvögel verfüttert. Kornweihen erreichten auch in solchen mäuseärmeren Jahren einen gleichbleibend hohen Ausfliegeerfolg und sind damit in Bezug auf den Reproduktionserfolg nur bedingt abhängig von der jährlichen Wühlmausdichte.

Kornweihen teilen ihren Lebensraum auf den Inseln mit den größeren, sympatrisch vorkommenden Rohrweihen (*Circus aeruginosus*). Während Rohrweihen nahezu ausschließlich Schilfgebiete zur Nahrungssuche (und auch als Brutplatz) nutzten, bevorzugten Kornweihen offene Dünengebiete mit Grasvegetation sowie die extensiv genutzten Grünlandflächen der Inseln als Jagdhabitate. Diese signifikanten Unterschiede deuten nicht auf eine Konkurrenzsituation um Nahrung (und Nistplätze) zuungunsten der kleineren Kornweihen hin.

Die Ergebnisse der Teilstudien zur Brut- und Nahrungsökologie von Kornweihen gaben keine Hinweise darauf, dass limitierende Faktoren innerhalb des Brutgebietes im Wattenmeer den massiven Rückgang der Kornweihen-Brutpaarzahlen bewirken. Vielmehr weisen die Erkenntnisse darauf hin, dass es sich bei den gewählten Bruthabitaten auf den Wattenmeerinseln um sehr geeignete, qualitativ hochwertige Lebensräume handelt. Sie bieten ein ausreichendes Angebot geeigneter und weitgehend sicherer Nistplätze und stellen eine ausreichende Nahrungsverfügbarkeit in geeigneten Jagdhabitaten zur Verfügung. Auf den Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer finden Kornweihen ein Brutgebiet mit sehr günstigen Voraussetzungen für eine erfolgreiche Reproduktion und ebenso günstigen Überlebensbedingungen vor.

Um die demografischen Parameter zu identifizieren, die für die beobachtete Populationsdynamik der Wattenmeer-Kornweihen verantwortlich sind, diente ein Integriertes Populationsmodell (IPM). Ein solches Modell liefert Schätzwerte zur Populationsgröße, zum Bruterfolg, zu Überlebensraten sowie Immigration und ermittelt, welchen Einfluss jeder demografische Parameter auf die Wachstumsrate der Population hat. Als Datenbasis diente ein Langzeitdatensatz (1970-2016) zur Kornweihenpopulation des niederländisch-deutschen Wattenmeeres, bestehend aus Brutbestandszählungen, Reproduktionsraten sowie Fang-Wiederfunddaten markierter Individuen. Für die Altersklasse der Juvenilen sowie der Adulten wurde ab den 1990er Jahren ein deutlicher Rückgang der Überlebenswahrscheinlichkeit ermittelt. Die Überlebensraten sowohl der Juvenilen als auch der Adulten erklärten die meiste interannuelle Variation in den Wachstumsraten und hatten damit die größten Effekte auf die Populationsentwicklung. Das positive Populationswachstum bis Mitte der 1990er Jahre und die negative Wachstumsrate danach bis 2016 wurden im Wesentlichen erklärt durch die gesunkenen Überlebensraten der Adulten und Juvenilen. Totfunde markierter Kornweihen deuten darauf hin, dass die hohe Sterblichkeit der jungen wie erwachsenen Kornweihen vor allem außerhalb der Brutzeit und außerhalb des Wattenmeer-Brutgebietes stattfindet. Erste Ergebnisse aus niederländischen Besenuderungsstudien weisen auf geringe Habitatqualitäten in den Rast- und Überwinterungsgebieten der Kornweihen außerhalb der Wattenmeerregion hin und auf ein möglicherweise unzureichendes Nahrungsangebot als Auslöser für die hohen Sterblichkeitsraten in Herbst und Winter.

Die im Rahmen dieser Studie offenkundig gewordene, im Jahresverlauf komplexe artspezifische Ökologie von Kornweihen verlangt einen breit gefächerten Ansatz zur Klärung der in ganz Europa kritischen Bestandssituation dieser Art. Für die gesamteuropäische Brutpopulation von Kornweihen bedarf es daher vor allem internationaler Anstrengungen zum Artenschutz, insbesondere in Bezug auf eine grundlegende Verbesserung der Habitatqualitäten in den europäischen Agrarlandschaften zur Verringerung der Mortalität im gesamten Jahres- wie Lebenszyklus von Kornweihen.

## Summary

The hen harrier (*Circus cyaneus*) is a ground-nesting bird of prey species and one of the rarest and most endangered breeding bird species in Germany. The East Frisian Islands in the Lower Saxony Wadden Sea National Park are of particular importance, as they were home to almost the entire German breeding population and were the only regular annual breeding site of hen harriers in Germany. The Wadden Sea population of hen harriers experienced a remarkable population development. Hen harriers first colonised the East Frisian Islands as a breeding area in the 1980s. The number of breeding pairs increased rapidly until the end of the 1990s, reaching a maximum of 53 pairs. After a brief stable period, a dramatic decline started from 2005, bringing the species to the brink of extinction. The protection and conservation of hen harriers is of national responsibility. The Lower Saxony Wadden Sea National Park is of outstanding national and international importance as a breeding area for this species. The largely natural habitats of the Wadden Sea islands form the last refuges for this endangered bird of prey, which has disappeared as a breeding bird in most coastal as well as mainland sites. Moreover, substantial breeding population declines have been reported for hen harriers across many other European countries.

This study covers the period from 2009-2017, comprising the stable phase in populations development as well as the very rapid decline of breeding pair numbers since 2005. Thus, it also documents the extinction of the hen harrier breeding population in the Lower Saxony Wadden Sea National Park. This study is focused on a detailed understanding of the breeding and foraging ecology of hen harriers in their Wadden Sea breeding area. The aim is to identify population limiting factors as well as the underlying population dynamic processes in order to make a well-founded assessment of their critical population situation. The availability and quality of nesting sites are of crucial importance for successful reproduction and thus for the survival of populations. In their breeding area on the Wadden Sea islands, hen harriers showed a marked preference for shrub-dominated vegetation complexes on the edge of wet dune slacks with access to open dune grasslands used for foraging. The ongoing succession of natural dune vegetation due to restricted geomorphological dynamics was particularly evident in an increase of dune shrub area favoured by hen harriers. It seems unlikely that hen harriers are limited by the availability of potential nesting habitats. However, anthropogenic forest habitats in particular can provide habitats for non-natural species (e.g. goshawks and mammal predators) of a Wadden Sea island. Such species can fundamentally increase the predation risk for hen harriers and have a negative impact on the quality of breeding sites simply by their presence. Besides the availability of nesting sites, the supply and availability of food is essential for successful reproduction and thus for maintaining the breeding population. Overall, the reproductive performance of hen harriers was at a consistently high level during the study period, with an average of 1.7 fledged young per female and year, which is also sufficient to maintain the population. Food supply of voles (*Micro-*

*tus spec.*) had no significant influence on reproductive parameters such as clutch size or laying date. However, the size of the vole population significantly influenced the number of breeding females, so that a higher abundance of voles resulted in more mated females producing clutches. Hen harriers were relatively flexible in relation to an annually fluctuating supply of voles. In years with low vole abundance, significantly more songbirds were fed to the non-fledged young. Hen harriers also achieved a consistently high fledging success even in years with low vole density and are therefore less dependent on the annual vole density related to reproductive success. Hen harriers share their habitat on the islands with the larger, sympatric marsh harriers (*Circus aeruginosus*). While marsh harriers almost exclusively used reedbeds for foraging (and also as breeding sites), hen harriers preferred open dune habitats, indicating no interspecific competition. The results of this study do not indicate limiting factors within the breeding area in the Wadden Sea causing the massive decline in hen harrier breeding numbers. They offer suitable and safe nesting sites with high food availability in suitable hunting habitats. For hen harriers the Wadden Sea islands offer high-quality breeding sites with favourable conditions for successful reproduction as well as survival.

An Integrated Population Model (IPM) was applied to identify the demographic parameters responsible for the observed population dynamics of Wadden Sea hen harriers. An IPM provides estimates of population size, breeding success, survival rates and immigration to determine the influence of each demographic parameter on the annual growth rate of the population. A long-term data set (1970-2016) on the hen harrier population of the Dutch-German Wadden Sea, consisting of breeding population counts, reproduction rates and capture-recapture data of marked individuals was used. For the juvenile and adult age classes, a significant decline in survival rates was observed from the 1990s onwards. Survival rates of juveniles and adults explained most of the interannual variation in population growth rates and thus had the highest effects on population development. Annual population growth rates until the mid-1990s and the subsequent negative growth rate were mainly explained by the decreased survival of adults and juveniles. Dead recoveries of colour-ringed hen harriers showed high mortality rates of young and adult hen harriers mainly occurred outside the breeding season as well as outside the Wadden Sea area. First results from Dutch transmitter-tracking studies suggest poor habitat quality in resting and wintering areas outside the Wadden Sea region. Moreover, a reduced food supply could lead to high mortality of individuals during winter.

The apparently complex species-specific ecology of hen harriers requires a wide-ranging approach to clarify the critical population situation of this species within the Wadden Sea and particularly throughout Europe. For the pan-European breeding population of hen harriers, international conservation efforts are necessary, with special regard to a fundamental improvement of habitat quality in European agricultural landscapes to reduce mortality throughout their life and annual cycle.



## Kapitel 1

### Einleitung

#### 1.1 Hintergrund

Greifvögel als langlebige Vogelarten mit vergleichsweise geringen Populationsdichten und niedrigen jährlichen Reproduktionsraten stehen an der Spitze von Nahrungsketten (OLENDORFF et al. 1989, NEWTON et al. 2016, WATSON 2018). Sie können ihre Beutetierpopulationen (bspw. Kleinsäuger und Vögel) kontrollieren und spielen eine Schlüsselrolle bei der Erhaltung des Gleichgewichts lokaler Ökosysteme, die sie im Laufe ihres Jahreszyklus aufsuchen (HANSKI et al. 1991, NORRDAHL & KORPIMÄKI 1995, REDPATH & THIRGOOD 1999, DONÁZAR et al. 2002, VALKAMA et al. 2005). Greifvögel gelten als „high-level“-Indikatoren für den Zustand ihrer verschiedenen Jahreslebensräume (ROTH & WEBER 2008, DONÁZAR et al. 2016, REGOS et al. 2017). Durch ihre hohe trophische Position sind Greifvögel zum einen von besonderer ökologischer Bedeutung. Zum anderen sind sie durch ihre vergleichsweise geringen Populationsdichten als Topprädatoren und langer Lebenserwartung als K-Strategen empfindlich gegenüber anthropogen bedingten Einflüssen und damit in erhöhtem Maße von Bestands- einbußen, Verbreitungsrückgängen oder demografischen Veränderungen bedroht (BIJLEVELD 1974, NEWTON 1998, KOVÁCS et al. 2008, SERGIO et al. 2008, DERLINK et al. 2018, MCCLURE et al. 2018). Die Vielzahl von Problemen und Gefährdungen, mit denen Greifvogelpopulationen konfrontiert sind, reichen von Lebensraumveränderungen und –zerstörungen bis hin zu Verfolgung, gezielte Vergiftung, Fang und Bejagung (MAÑOSA 2002, MCCLURE et al. 2018, O'BRYAN et al. 2022). Darüber hinaus sind indirekte Vergiftung durch die Aufnahme vergifteter Beute, Kollisionen an Windrädern, Stromschlag an Hochspannungsleitungen sowie der Klimawandel weitere Hauptgefährdungsursachen (LEHMAN et al. 2007, SARASOLA et al. 2018, GONZÁLEZ-RUBIO et al. 2021). Aufgrund ihrer Gefährdung

aber auch durch ihren hohen ökologischen Wert (BURFIELD 2008, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021) fungieren Greifvogelarten häufig als Zielarten bzw. „Flaggschiff-Arten“ im Naturschutzmanagement (RODRÍGUEZ-ESTRELLA et al. 1998, SIMBERLOFF 1998, SERGIO et al. 2005, MOVALLI et al. 2008, DONÁZAR et al. 2016, SANTANGELI & GIRARDELLO 2021). Dabei ist die Erforschung und das Monitoring von Greifvögeln wegen ihrer niedrigen Siedlungsdichten sowie artspezifischen Ökologie jedoch oftmals sehr aufwendig (NEWTON 2010, MCCLURE et al. 2018).

Die sich aus ihrem Gefährdungsgrad ergebende besondere Verantwortung für den Schutz von Greifvögeln, ihrer Populationen und Lebensräume spiegelt sich in nationalen und internationalen Gesetzen, Regelungen und Abkommen, und sogar in regionalen Verständigungen wider z.B.:

- Übereinkommen über den internationalen Handel mit gefährdeten Arten freilebender Tiere und Pflanzen - Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES),
- Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten - Bonner Konvention (CMS),
- Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume - Berner Konvention,
- Internationale Absichtserklärung zum Schutz ziehender Greifvögel in Afrika und Eurasien - Raptors Moratorium of Understanding,
- Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie/EU-Vogelschutzrichtlinie (NATURA 2000),
- nationale Natur- und Artenschutzgesetzgebungen (u.a. Bundesnaturschutz- und Bundesjagdgesetz, Bundesartenschutzverordnung, regionale Verabredungen z.B. „Düsseldorfer Erklärung gegen illegale Greifvogelverfolgung“ für Nordrhein-Westfalen).

Vor dem Hintergrund dieser Schutzverpflichtungen leisten Untersuchungen zu Lebensraumansprüchen und vor allem zur Populationsdynamik von Greifvogelarten einen wichtigen Beitrag zum Verständnis und zur Interpretation von Bestandsveränderungen im Hinblick auf die Skizzierung effektiver Schutzkonzepte und Managementmaßnahmen (PERRINS ET AL. 1991, ARROYO & BRETAGNOLLE 2000, SUTHERLAND ET AL. 2004, DONÁZAR ET AL. 2016, WATSON 2018).

## **1.2 Biologie, Bestandssituation und Gefährdungsstatus von Kornweihen**

Die Kornweihe (*Circus cyaneus*) ist eine mittelgroße Greifvogelart aus der Gattung der Weihen (*Circus sp.*, Familie der Habichtartigen - Accipitridae). Die Männchen tragen ein charakteristisches blaugraues Gefieder mit schwarzen Flügelspitzen. Die Weibchen und Jungvögel sind dagegen bräunlich gefärbt mit gestricheltem Brustgefieder und einem breiten weißen Bürzel. Ihre Flügelspannweite liegt zwischen 100-120 cm, wobei die Weibchen größer sind als die Männchen (BAUER et al. 2005). Durch ihre langen Flügel und den langen Schwanz sowie den für Weihen typischen Flugstil wirken sie, vor allem die Männchen, leicht und elegant. Kornweihen sind spezialisierte Kleinsäuger- (v.a. Wühlmäuse *Microtus spec.*) und Vogeljäger. Auch können Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) ein wichtiger Nah-

rungsbestandteil sein (PICOZZI 1980). Bei der Jagd streifen Kornweihen in niedrigem Suchflug über offenen Landschaften und patrouillieren entlang von Übergangsbereichen der Vegetation. Dabei setzen sie sowohl ihr Gehör als auch ihr Sehvermögen ein (MEBS & SCHMIDT 2006).

Kornweihen erreichen ihre Brutreife in der Regel im zweiten Lebensjahr. Die Paare leben meist saisonal monogam. Unter bestimmten Umständen, z.B. bei einem außerordentlich reichen Nahrungsangebot kann es vorkommen, dass ein Männchen mit mehreren Weibchen brütet (SIMMONS 2000). Die Brutpaare zeitigen eine Jahresbrut. Bei Verlust können die Vögel bis in den Juni hinein ein Nachgelege machen. Ab Ende März/Anfang April bilden sich die Paare im Brutgebiet und besetzen die Brutreviere (SÜDBECK et al. 2005). In dieser Zeit beginnen die Männchen mit ihren auffälligen Balzflügen, indem sie in seeschwalbenartigem Flug in große Höhe aufsteigen und von dort mit abgewinkelten Flügeln hinabstürzen. Das Nest wird am Boden auf trockenem bis feuchtem Untergrund stets im Schutz höherer Vegetation angelegt. Nur das Weibchen kümmert sich um das Nest und das Gelege bzw. die Brut. Das Männchen versorgt seine Partnerin während der Bebrütung und der Jungenaufzucht mit Nahrung. Die Beuteobjekte werden im Flug in der Luft übergeben. Die meist 3-6 Eier werden ab Ende April, meist Mitte Mai, gelegt und 29-31 Tage allein vom Weibchen bebrütet, das später auch allein die Küken füttert und hudert. Für die Nahrungsbeschaffung ist das Männchen zuständig. Erst wenn die Jungen ein Alter von etwa drei Wochen erreicht haben, beteiligt sich auch das Weibchen daran. Die Nestlingsdauer beträgt 31-38 Tage. Nach dem Flüggewerden betreut und versorgt das Weibchen die Jungvögel ohne Hilfe des Männchens noch für zwei bis drei Wochen mit Futter (MEBS & SCHMIDT 2006). Danach lösen sich die Familienverbände und die Revierbindung auf.

Das Zugverhalten von Kornweihen weist regional große Unterschiede auf. Während die nord- und nordosteuropäischen Populationen ihre Brutgebiete generell verlassen, müssen die mittel- und westeuropäischen Kornweihen als Teilzieher bezeichnet werden. Dabei suchen vor allem Männchen, aber auch ein Teil der Jungvögel Winterquartiere in Südwesteuropa auf, während die älteren, insbesondere die Weibchen oftmals als Standvögel verbleiben (BAUER et al. 2005, KNIPPING & STAHL 2018).

Die Kornweihe gilt im Allgemeinen als Ubiquist und bezüglich ihrer Lebensraumsprüche als weniger spezialisiert und insgesamt anpassungsfähiger als die übrigen europäischen Weihenarten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Sie besiedeln daher eine vergleichsweise große Bandbreite unterschiedlicher Lebensräume. Die Nisthabitate liegen in natürlichen, offenen bis halboffenen Landschaften wie Feuchtwiesen, Tundren, Steppen, Mooren und Heidelandschaften sowie Küstendünen, aber auch in anthropogen überprägten Habitaten wie Äcker, Grünland oder in Kahlschlägen und jungen Aufforstungen (FORSMAN 1999, MEBS & SCHMIDT 2006, ORTA et al. 2019). Ihr paläarktisches Verbreitungsgebiet erstreckt sich von den gemäßigten Zonen West- und Mitteleuropas über die borealen Zonen Nordeu-

ropas und Russlands bis in die ostasiatischen Steppenlandschaften (Abb. 1-1)(SIMMONS et al. 1980, TUCKER & HEATH 1994, BAUER et al. 2005, WATSON 2010).



Abb. 1-1: Verbreitungskarte der Kornweihe (*Circus cyaneus*). Quelle: <https://datazone.birdlife.org>. (gelb = Brutgebiet, das im Winter geräumt wird, grün = Brutgebiet, das ganzjährig bewohnt wird, blau = Überwinterungsgebiet, türkis = Durchzugsgebiet)

Der europäische Anteil an der globalen Kornweihen-Population liegt bei geschätzten 34% (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2025). Das Brutgebiet der Kornweihen in Europa ist dreigeteilt: eines erstreckt sich von Nordspanien über Frankreich und die Niederlande bis nach Nordwest-Deutschland. Das zweite Brutgebiet liegt auf den Britischen Inseln und Irland. Die nordosteuropäische Population besiedelt ein drittes, sehr großes Gebiet von Belarus, den Baltischen Staaten, Zentral-Norwegen und Nordschweden ostwärts bis weit in den russischen Tundra- und Taigagürtel (KELLER et al. 2020). Frankreich, Spanien, Finnland, Schottland sowie das boreale Russland beherbergen die größten Kornweihen-Vorkommen (MILLON & BRETAGNOLLE 2004, HAYHOW et al. 2013, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2025). Die Separation in eine ost- und westeuropäische Population ist zurückzuführen auf die Verbreitungsrückgänge in Zentraleuropa, vor allem in Deutschland, Polen, Tschechien und der Ukraine, die schon ab Beginn des 20. Jahrhunderts einsetzten (KELLER et al. 2020). Dieser Negativtrend hält auch aktuell weiterhin an. In nahezu allen europäischen Teilpopulationen erfahren die Kornweihen anhaltende Populationsverluste (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Diverse Einflussfaktoren und Gefährdungen spielen dabei eine Rolle hinsichtlich der Populationsentwicklung (FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021). Während in Spanien die Degradierung von natürlichen Brutlebensräumen aufgrund klimatischer Veränderungen eine wesentliche Rolle spielt (ESTRADA et al. 2010), erleidet die britische Brutpopulation massive Verluste durch direkte und indirekte Verfolgung im Rahmen des Jagd-Managements von Federwild, insbesondere

von Moorschneehühnern (*Lagopus l. scotica*) (WOTTON et al. 2018, MURGATROYD et al. 2019, EWING et al. 2023). Ein ähnlich gelagerter Konflikt besteht in einigen Teilen Nordfrankreichs zwischen der Jagd auf Rebhühner (*Perdix perdix*) und dem Schutz von Kornweihen (BRO et al. 2006). In Irland werden Brutlebensräume durch Grünlandintensivierung, Aufforstung, Windenergieproduktion und Freizeitnutzung entwertet (WILSON et al. 2009, O'DONOGHUE et al. 2011, WILSON et al. 2017, CARAVAGGI et al. 2019). Insbesondere die westeuropäischen Kornweihen-Populationen, v.a. in Spanien und Frankreich, haben aufgrund des großflächigen Verlustes ihrer natürlichen Bruthabitate einen Wechsel in Getreidefelder vollzogen (KELLER et al. 2020). Die größte Bedrohung für diese Brutvorkommen stellt die anhaltende Intensivierung der Landwirtschaft dar. Hier führen vor allem die intensive Bewirtschaftung der Flächen (v.a. Aufbringung von Pflanzenschutzmitteln, Getreidedrusch) zu hohen Verlusten bei Gelegen und Jungvögeln (FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021). Für die skandinavischen Kornweihen sind die Rückgangsursachen bisher weitgehend unbekannt (BJÖRKLUND et al. 2018). Verstärkte Bemühungen zur Schließung von Wissenslücken und zu einem nachhaltig effektiven Schutz für bestandsbedrohte Kornweihen-Populationen fanden in verschiedenen europäischen Ländern statt (ZUBEROGOITIA 2012, SCHLAICH et al. 2021), für D und NL (KLAASSEN et al. 2006, KNIPPING & STAHL 2018), sowie in Großbritannien und Irland im Rahmen langjähriger EU-finanzierter Forschungs- und Naturschutzprojekte (LIFE) (RIORDAN 2019, RSPB 2020). Auf nationaler Ebene wird die Kornweihe in 20 europäischen Ländern als Art mit ungünstigem Erhaltungszustand aufgeführt (STANEVA & BURFIELD 2017, FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021). Trotz der anhaltenden, teils massiven Bestandsverluste wird die Kornweihen-Population in Europa allerdings immer noch als ungefährdet (IUCN Kriterium „least concern“) eingestuft (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021). Kornweihen sind nach europäischem und nationalem Naturschutzrecht geschützt. Die Art fällt unter das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) und daraus ableitend in Anhang A der EU-Artenschutzgrundverordnung (VO (EG) Nr. 338/97). In der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG vom 30. November 2009, Art. 4, Abs. 1) wird die Art in Anhang I (Arten für deren Schutz Maßnahmen ergriffen werden müssen und Schutzgebiete einzurichten sind) geführt. In Deutschland sind Kornweihen nach § 7, Abs. 2, Nr. 13 und § 7, Abs. 2, Nr. 14 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) als besonders geschützte bzw. streng geschützte Art eingestuft.

### **1.3 Situation in Deutschland**

In Deutschland gehören Kornweihen gegenwärtig zu den seltensten und am stärksten bedrohten Brutvogelarten (GERLACH et al. 2019, RYSLAVY et al. 2020). Im Zeitraum 1997-2004 lag in Deutschland der mittlere Gesamtbrutbestand (noch) bei 64 Kornweihenpaaren (GEDEON et al. 2014) Die Art wurde auf der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands in der Gefährdungskategorie 2 „stark gefährdet“ aufgeführt (SÜDBECK et al. 2007). Da der deutsche Brutbestand derzeit mit nur noch fünf Brutpaaren angegeben wird (DDA 2022), wurden Kornweihen hinsichtlich ihres Gefährdungsstatus auf der deut-

schen Roten Liste für Brutvögel in Kategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“ hochgestuft (RYSLAVY et al. 2020). Abgesehen von unregelmäßigen Einzelbruten im gesamtdeutschen und insbesondere im niedersächsischen Binnenland sowie wenigen Bruten auf den Nordfriesischen Inseln in Schleswig-Holstein, konzentrierte sich das Brutvorkommen von Kornweihen seinerzeit auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (GEDEON et al. 2014). Es ist bzw. war somit das bedeutendste und einzig (jährlich) regelmäßige Brutvorkommen in Deutschland.

Niedersachsen bildete jeher einen Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in Deutschland (GEDEON et al. 2014, KRÜGER et al. 2014). Bis 2005 wurde der niedersächsische Brutbestand mit 45-50 Paaren angegeben, was ca. 75% des gesamtdeutschen Bestandes entsprach (KRÜGER & OLTMANN 2007). Aktuell wird das Brutvorkommen mit nur noch zwei Brutpaaren angegeben, so dass Kornweihen auch in Niedersachsen massiv vom Aussterben bedroht sind (KRÜGER & SANDKÜHLER 2022). Noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts waren Kornweihen eine der charakteristischen und relativ verbreiteten, wenn auch nicht häufigen Brutvogelarten der ausgedehnten Moor- und Heidelandschaften des nordwestdeutschen Tieflandes (TOM DIEK 1938, HECKENROTH & HEINS 1989, FLADE 1994, NOTTORF & KRÜGER 2017). Durch eine in weiten Teilen großflächige Zerstörung dieser Lebensräume und weitere großflächige Landschaftsveränderungen durch die Ausweitung der industriellen Landwirtschaft ist die Kornweihe in ihren ursprünglichen Bruthabitaten im Binnenland nahezu ausgestorben (KRÜGER et al. 2014). Ab den 1950er Jahren gelangen erste Brutnachweise auf den Ostfriesischen Inseln Borkum, Juist, Norderney und Langeoog (TEMME 1969, HECKENROTH & HEINS 1989, TEMME 1995, GERDES 2000, DIERSCHKE 2008a). Von Juist sind gelegentliche Kornweihenbruten bereits aus dem 19. Jahrhundert bekannt (LEEGER 1905), weitere wurden dort für das Jahr 1910 beschrieben (LEEGER 1929, RHEINWALD 1977). Inwiefern die Besiedlung der weitgehend natürlichen Salzwiesen- und Dünenlandschaften der Ostfriesischen Inseln eine Verlagerung der ehemaligen Brutvorkommen im Binnenland infolge der dortigen weitreichenden Lebensraumverluste darstellt oder ob es sich um eine Besiedlung durch Individuen anderer europäischer Populationen handelte, ist unklar. Da zwischen dem weitgehenden Erlöschen der Binnenlandbestände und der Besiedlung der Ostfriesischen Inseln aber eine zeitliche Lücke von ca. 20 Jahren besteht, scheint eine auf Immigration aus anderen europäischen Brutgebieten beruhende Populationsgründung wahrscheinlicher, als eine Umsiedlung vom Binnenland auf die Wattenmeerinseln. WATSON (2010) berichtet von Schottland, England und Wales, dass sich die dortigen, durch menschliche Verfolgung ausgelöschten Kornweihen-Brutbestände nach 1945 erholten. Die Wiederbesiedlung der Brutgebiete fiel zusammen mit einem Peak in der norwegischen Brutpopulation, wenn gleich auch diese Population sehr klein war. Dazu kam die Beobachtung, dass mindestens zwei auf Orkney beringte Kornweihen während der Brutsaison in den Niederlanden gesichtet wurden. Das legt nahe, dass sich Kornweihen durchaus fernab ihrer Geburtsorte neue Brutgebiete erschließen können.

## 1.4 Im niedersächsischen Wattenmeer

Auf den Ostfriesischen Inseln nahm seit den 1980er Jahren der Brutstand von Kornweihen rasant zu und erreichte 1997 mit 53 Brutpaaren sein Maximum (DIERSCHKE 2008a). Seither ist jedoch ein drastischer Bestandsrückgang zu verzeichnen (Abb. 1-2). Seit 2005 zeigte die Population ein deutlich negatives Populationswachstum (Abb. 1-3). Im Jahr 2011 hatte sich der Brutbestand von Kornweihen im niedersächsischen Wattenmeer mit nur noch 20 Paaren mehr als halbiert (OBERDIEK et al. 2012). Mit drei verbliebenen Brutpaaren im Jahr 2017, was einer Abnahme von 94% seit 1990 entspricht, sanken die Zahlen auf ein kritisch niedriges Niveau (KNIPPING & STAHL 2018, MITSCHKE et al. 2024). Nachdem zuletzt nur noch auf Wangerooge ein Paar brütete, konnten seit der Brutsaison 2023 keine revierbesetzenden Kornweihen-Paare auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln mehr festgestellt werden (M. HECKROTH + M. SCHULZE-DIEKHOF, mündl. Mitteilung).

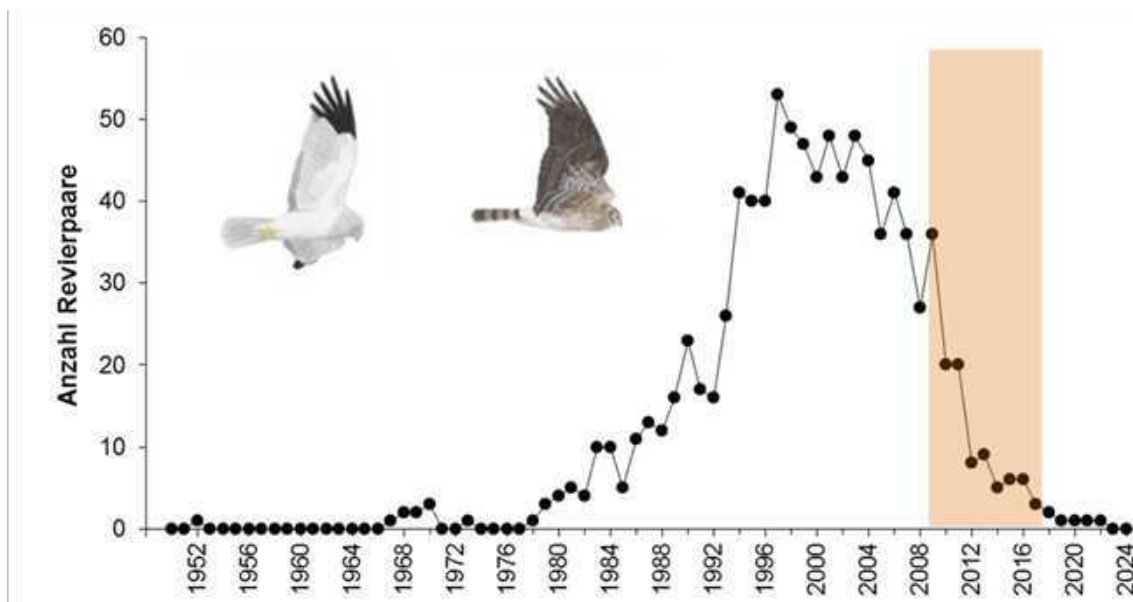


Abb. 1-2: Brutbestandsentwicklung von Kornweihen (*Circus cyaneus*) auf den Ostfriesischen Inseln sowie in den Festlandssalzwiesen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer von 1950-2024. (Daten Nationalpark: NLWKN und Mellumrat e.V. im Auftrag der Nationalparkverwaltung, Wilhelmshaven / Daten Festland: eigene Erfassung). Die farbige Fläche markiert den Zeitraum dieser Studie.

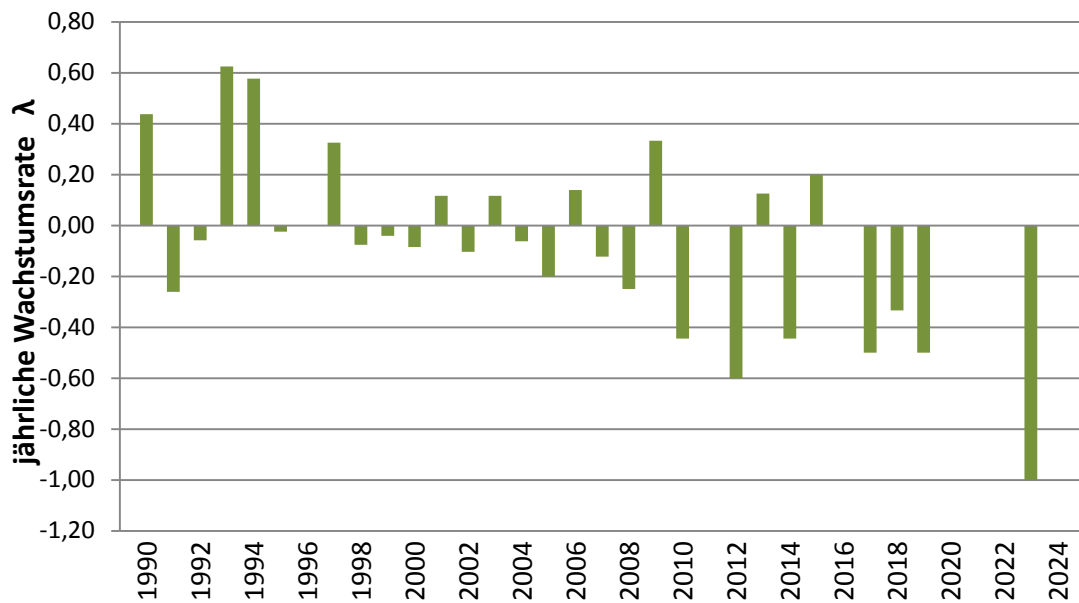


Abb. 1-3: Jährliche Wachstumsraten der Kornweihen-Brutpopulation im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer seit 1990 (inkl. Festlandsbruten der Küstenregion außerhalb des Nationalparks). Eine Wachstumsrate  $<0$  bedeutet dabei eine Abnahme,  $>0$  eine Zunahme des Bestands gegenüber dem Vorjahr. Liegt die Wachstumsrate bei 0 (kein Balken), war die Brutpaarzahl unverändert im Vergleich zum Vorjahr.

Die Planung und Konzeption zu dieser Studie begann als Pilotprojekt in den Jahren 2007 und 2008 (DIERSCHKE 2008b). Die hier vorgelegte Studie umfasst den Zeitraum von 2009 – 2017. Die Datenerhebungen zu den verschiedenen Teilstudien (Reproduktion, Nahrungsökologie, Nahrungsangebot und Jagdhabitatwahl) fanden während der Kornweihen-Brutsaison dieser neun Jahre statt. Damit liegt die Projektlaufzeit nicht nur am Ende der etwa 15-jährigen stabilen Phase im Bestandsverlauf, sondern insbesondere in der Phase des sehr raschen Rückgangs der Brutpaarzahlen. Diese Studie dokumentiert daher auch das Erlöschen der Kornweihen-Brutpopulation im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

### 1.5 Im niederländischen Wattenmeer

Eine sehr ähnliche Entwicklung zeigte der Brutbestand von Kornweihen in den Niederlanden (KLAASSEN et al. 2006). Auch hier lagen die ursprünglichen Brutgebiete dieser Art in den weiten Hochmooren und Heidegebieten im Binnenland. Ab den 1940er Jahren erloschen diese binnenländischen Brutbestände ebenfalls aufgrund massiver Habitatverluste durch Kultivierung von Mooren und Heiden zu landwirtschaftlichen Zwecken. Etwa im gleichen Zeitraum, vor allem aber in den 1960er und 1970er Jahren begannen Kornweihen die Westfriesischen Inseln im niederländischen Watten-

meer verstärkt zu besiedeln (BIJLSMA et al. 2001, VAN OOSTEN et al. 2008). Die Bestandszunahme war rasant und hielt bis in die 1990er Jahre an. Es liegt die Vermutung nahe, dass die von Norwegen bzw. den britischen Inseln (WATSON 2010) kommenden Kornweihen zunächst die niederländischen Wattenmeerinseln besiedelten. Im Zuge einer Brutarealausweitung nach Osten gelangen Individuen in den deutschen Teil des Wattenmeeres und begannen, in einer vergleichsweise raschen Besiedlungswelle die Ostfriesischen Inseln als neues Brutgebiet zu erschließen. 1994 (ca. fünf Jahre eher als auf den Ostfriesischen Inseln) erreichte die Kornweihen-Population in den Niederlanden mit ca. 115 Brutpaaren ihr Maximum (DE BOER et al. 2008, SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND 2018). Seitdem verzeichnet auch die niederländische Brutpopulation einen dramatisch schnellen Bestandsverlust, so dass 2017 nur noch acht Kornweihen-Brutpaare in den Niederlanden festgestellt werden konnten, was einer Abnahme von 89% seit 1990 entspricht (BOELE et al. 2019).

## **1.6 Anlass und Zielstellung**

Der Schutz und Erhalt der vom Aussterben bedrohten Kornweihen obliegt einer besonderen nationalen Verantwortung. Dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer kommt hierbei eine herausragende nationale wie internationale Bedeutung als Brutgebiet für diese Art zu. Die weitgehend natürlichen Lebensräume im Wattenmeer bilden letzte Rückzugsräume für diese bedrohte Greifvogelart, die in weiten Teilen an der Küste und vor allem im Binnenland als Brutvogel verschwunden ist (KRÜGER & SANDKÜHLER 2022). Angesichts des Vorkommens bedeutender Populationsanteile der Kornweihe auf den Ostfriesischen Inseln wird die Inselkette als Brutgebiet von nationaler Bedeutung für die Art eingestuft (BEHM & KRÜGER 2013, NLWKN 2013). Im Rahmen der niedersächsischen Strategie zum Arten- und Biotopschutz wurden Prioritätslisten der Arten und Lebensraumtypen mit besonderem Handlungsbedarf erstellt. Kornweihen gehören dabei zur Liste der wertbestimmenden Vogelarten in EU-Vogelschutzgebieten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen für deren Schutz. Vollzugshinweise hinsichtlich naturschutzfachlicher Maßnahmen gegeben werden (NLWKN 2010, NLWKN 2011).

Die Ursachen und ökologischen Einflussfaktoren für den massiven Bestandsrückgang der Wattenmeer-Brutpopulation von Kornweihen (sowohl auf den West- wie auch auf den Ostfriesischen Inseln) sind bisher nicht hinreichend geklärt. Es ist zu befürchten, dass die für die Kornweihen überlebenswichtigen Habitate und deren Funktionen nicht mehr den Ansprüchen für eine erfolgreiche Reproduktion genügen. Brut- und Jagdhabitate der Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln gehören zur Kernzone des Nationalparks und besitzen europaweit den höchsten gesetzlichen Schutzstatus. Oberstes Nationalpark-Ziel ist die Bewahrung der natürlich ablaufenden geologischen, biologischen und ökologischen Prozesse. Notwendige Managementmaßnahmen erfolgen nach ökologischen und

naturschutzfachlichen Gesichtspunkten (NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER 2022). Daher ist der Populationsrückgang dieser Charakterart der Wattenmeerinseln als außerordentlich kritisch und besorgniserregend anzusehen. Die gegenwärtige Bestandssituation der Kornweihen kann durch verschiedene Faktoren im Brutgebiet beeinflusst sein:

- Vegetationsveränderungen durch verstärkte Gehölzsukzession in Dünentälern auf den Inseln mit rasch fortschreitender Verbuschung bzw. Waldentwicklung und auftretender Austrocknung feuchter Dünentäler (z.T. Folge von Gehölzanpflanzungen zum Insel-/Küstenschutz, verstärkte Trinkwassergewinnung)
- Angebot sowie Verfügbarkeit geeigneter Nahrung (z.B. Wühlmäuse) zur Jungenaufzucht
- Anwesenheit gebietsfremder (potentieller) Prädatoren (z.B. Igel, Frettchen, Hauskatze, Fuchs) von Gelegen und Küken bodenbrütender Vogelarten
- steigende touristische Nutzung der Inseln
- Managementkonzept in Sommerpoldern, Innengroden, Insel- und Festlandssalzwiesen (z.B. Beweidungs-/Nutzungsintensität, Renaturierungsmaßnahmen),
- Managementkonzept in Dünen (Renaturierung, Küsten-/Inselenschutzmaßnahmen, tlw. Beweidung).

Diese Entwicklungen können sich möglicherweise auf das Angebot und die Qualität geeigneter Bruthabitats und Nistplätze wie auch auf das Vorhandensein geeigneter Nahrungsflächen mit einem entsprechend nutzbaren Nahrungsangebot an Kleinsäugerpopulationen auswirken.

Ziel der vorliegenden Studie ist die Schließung der Wissenslücken zur Lebensweise brütender Kornweihen mit dem Fokus auf ein detailliertes Verständnis ihrer Brut- und Nahrungsökologie in ihrem Brutgebiet auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln (Abb. 1-4). Dazu wurden mehrjährige Geländestudien durchgeführt, deren Resultate in dieser Dissertation dargestellt und diskutiert werden.

In **Kapitel 2** (KNIPPING, BLESSING & KÄMPFER in Vorb.) werden erstmals die **Nisthabitatpräferenzen** von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln beschrieben. Mittels der Untersuchung der räumlichen Entwicklung der Vegetation bzw. von Habitatstrukturen und der Präferenz von Kornweihen für bestimmte Nisthabitatstrukturen, wird der Frage nachgegangen, ob bzw. wie sich die präferierten Bruthabitats in einem Zeitraum von 19 Jahren flächenmäßig veränderten, ob vegetationsstrukturelle Veränderungen Auswirkungen auf die Nisthabitats haben können und damit ursächlich für die beobachtete Populationsentwicklung der Kornweihen sein können.

In **Kapitel 3** (KNIPPING & STAHL in Vorb.) beschäftigen wir uns mit **nahrungsökologischen Zusammenhängen zwischen Kornweihen und ihrer Hauptbeute, den Wühlmäusen** und deren Einfluss auf den Reproduktionserfolg. Wir untersuchten anhand verschiedener Brutparameter, welchen Einfluss die jährliche Wühlmausdichte auf die Reproduktionsleistung von Kornweihen hat und welche Konsequenzen für die Brutbestandsentwicklung damit verbunden sind. In diesem Zusammenhang ist auch die Nahrungswahl der Altvögel zur Versorgung der nicht-flüggen Jungvögel ein Faktor, der sich auf

den Bruterfolg auswirken kann. Basierend auf der Analyse von Gewöllen und der Erfassung durch Nestkameras beschreiben wir in **Kapitel 4** das **Beutespektrum**, mit dem die Altvögel ihre Jungen während der **Aufzuchtphase** bis zum Ausfliegen versorgen.

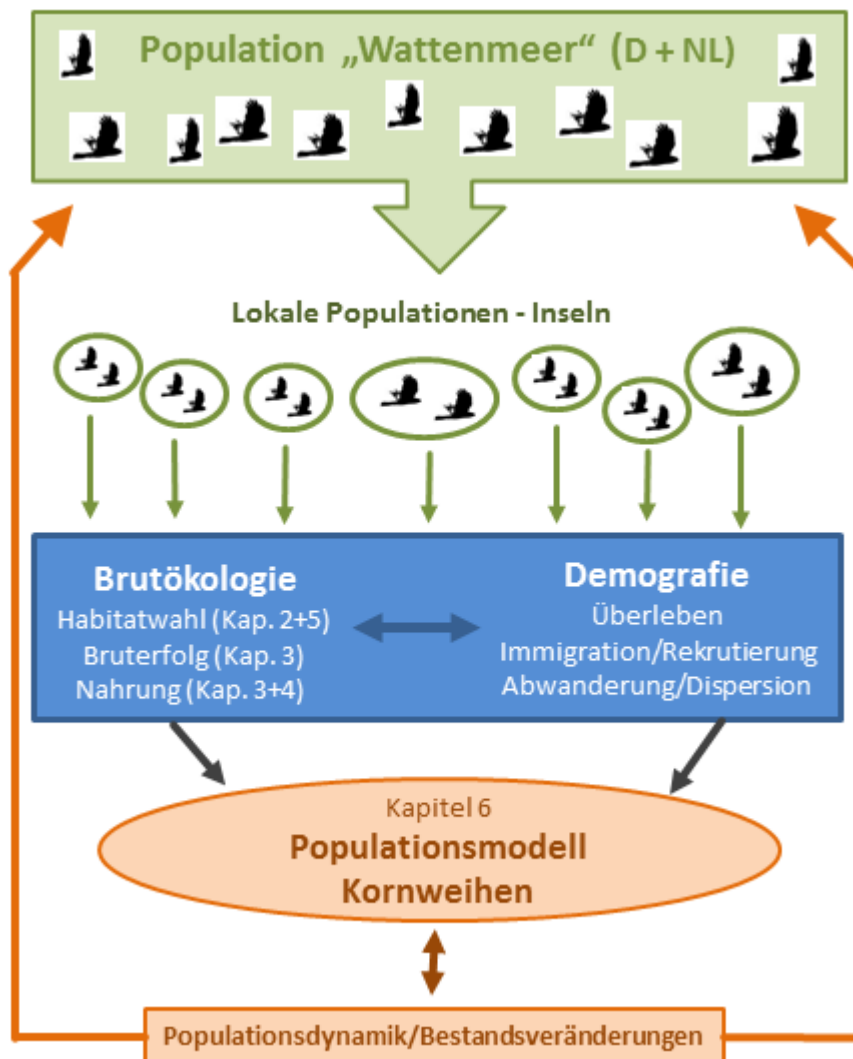


Abb. 1-4: Aufbau der Studie und eingehende Parameter zur Erstellung eines integrierten Populationsmodells für die deutsch-niederländische Brutpopulation von Kornweihen auf den West- und Ostfriesischen Inseln im Wattenmeer.

Neben Kornweihen gehören auch Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) zu den typischen Brutvögeln der Ostfriesischen Inseln. Im Gegensatz zu Kornweihen nehmen die Brutpaarzahlen von Rohrweihen seit Jahren stetig zu. Das gleichzeitige Vorkommen dieser beiden verwandten Greifvogelarten mit einem ähnlichen Jagdverhalten könnte eine Konkurrenz um ein begrenztes Angebot an Nahrung und/oder Nahrungsflächen bewirken und dadurch die Zahl der möglichen Brutpaare limitieren. Vor diesem Hintergrund nimmt **Kapitel 5** (SCHRÖDER, OBERDIEK ET AL. 2010) die **Jagdhabitats** der beiden Arten in

den Fokus, um mögliche Überlappungen in der Habitatnutzung zu ermitteln, die auf eine **interspezifische Konkurrenz** zum Nachteil für die Kornweihen hindeuten könnten.

Für das Verständnis der populationsdynamischen Prozesse und der bestimmenden kritischen Einflussgrößen ist die **Erstellung eines Integrierten Populationsmodells (IPM) für Kornweihen im Wattenmeer** von zentraler Bedeutung (**Kapitel 6** – KNIPPING, HALLMANN ET AL. in Vorb.). Ein solches Modell ermöglicht die Identifikation kritischer Altersstadien innerhalb der Population sowie beeinflussende Umweltprozesse, die die Populationsgröße beschränken. Die Identifizierung der bestandslimitierenden Faktoren und potentieller Einflussgrößen sowie die zugrundeliegenden populationsdynamischen Prozesse erlauben eine fundierte Beurteilung der kritischen Bestandssituation. Aus den neuen Erkenntnissen und gewonnenen Informationen können Maßnahmen zum Schutz der Kornweihenpopulation im Wattenmeer abgeleitet werden.

## 1.7 Autorenschaften und -beiträge

### Kapitel 2

#### **Natürliche Lebensräume auf den Wattenmeerinseln als Brutgebiet für bedrohte Kornweihen *Circus cyaneus* – Habitatstruktur und Brutplatzpräferenzen**

NADINE KNIPPING, CARINA BLESSING, STEFFEN KÄMPFER (*Einreichung in Vorbereitung*)

NK: Konzipierung und Planung der Studie, Zusammenstellung und Aufbereitung der Daten, Datenanalyse, Erstellung von Grafiken und Tabellen, Verfassen des Manuskriptes

CB: Vorbereitende Arbeiten zur Auswertung der Daten

SK: Datenanalyse, Erstellung von Grafiken, Redigieren des Manuskriptes

### Kapitel 3

#### **Von Weihen und Mäusen: Einfluss der Wühlmausbestände auf die Reproduktion von Kornweihen in Inselhabitaten des niedersächsischen Wattenmeeres**

NADINE KNIPPING, JANINA VOSKUHL, JULIA STAHL (*Einreichung in Vorbereitung*)

NK: Konzipierung und Planung der Studie, Datenerhebung, Datenaufbereitung, Datenanalyse, Erstellung von Grafiken und Tabellen, Verfassen des Manuskriptes

JV: Datenerhebung, Datenaufbereitung

JS: Konzipierung und Planung der Studie, Redigieren des Manuskriptes

### Kapitel 4

#### **Nahrungswahl von Kornweihen für die Jungenaufzucht**

NADINE KNIPPING, MANUELA VOßKUHL, JANINA VOSKUHL, JULIA STAHL (*Einreichung in Vorbereitung als Short Communication*)

NK: Konzipierung und Planung der Studie, Datenerhebung, Datenauswertung, Verfassen des Manuskriptes

MV, JV: Datenaufnahme, Datenauswertung

JS: Konzipierung und Planung der Studie, Redigieren des Manuskriptes

### Kapitel 5

#### **Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen (*Circus cyaneus*) und Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) auf den Ostfriesischen Inseln**

MANUELA SCHRÖDER, NADINE OBERDIEK, JOCHEN DIERSCHKE, TOBIAS FELDT & JULIA STAHL  
*Veröffentlicht in Vogelwelt 131: 231-238 (2010)*

MS: Datenerhebung, Datenanalyse, Erstellung von Grafiken und Tabellen, Verfassen des Manuskriptes

NO: Konzipierung und Planung der Studie, Datenerhebung, Redigieren des Manuskriptes

JD: Konzipierung und Planung der Studie, Redigieren des Manuskriptes

TF: Datenerhebung

JS: Konzipierung und Planung der Studie, Redigieren des Manuskriptes

### Kapitel 6

#### **Aufstieg und Fall der Kornweihe *Circus cyaneus* im Wattenmeer – Ein Integriertes Populationsmodell für eine vom Aussterben bedrohte Brutvogelart**

NADINE KNIPPING, CASPAR HALLMANN, JULIA STAHL, PETER DE BOER (*Einreichung in Vorbereitung*)

NK: Konzipierung und Planung der Studie, Datenerhebung, Zusammenstellung und Vorbereitung der Daten, Verfassen des Manuskriptes

CH: Datenanalyse, Modellerstellung, Verfassen des Manuskriptes

JS: Konzipierung und Planung der Studie, Redigieren des Manuskriptes

PdB: Datenerhebung, Zusammenstellung der Daten

## 1.8 Untersuchungsgebiet

Im Fokus der Untersuchungen stehen die bewohnten Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangerooge, sowie die unbewohnte Insel Mellum im Mündungsbereich von Jade und Weser (Abb. 1-5).



Abb. 1-5: Untersuchungsgebiet der Wattenmeerinseln entlang der ostfriesischen Festlandsküste inkl. der unbewohnten Insel Mellum im Mündungsdreieck von Jade und Weser im Nationalpark und UNESCO Weltnaturerbe Niedersächsisches Wattenmeer (Bildquelle: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer)

Die erdgeschichtlich noch jungen Düneninseln des Wattenmeeres entlang der niedersächsischen Festlandsküste bildeten sich als sogenannte Barriereinseln auf ehemaligen Strandwallsystemen und hochliegenden Sandplatten, geformt durch das Kräftespiel von Wind, Strömung und Seegang (POTT 1995). Die auf allen Inseln gleichartigen Landschaftselemente gliedern sich aus der seewärtigen Strandebene mit niedrigen Vordünen, gefolgt von den älteren und höheren Weißdünen mit den daran anschließenden Grau- und Braundünen. Den Übergang zum inselrückseitigen Watt bilden die Salzwiesen (PETERSEN & POTT 2005). Die Inselkette weist mit ihren Salzwiesen, Küstendünen und feuchten Dünentälern spezielle und vor allem natürliche Lebensräume auf, die in Europa selten vorkommen, weitgehend ungestört den natürlichen geologischen und biologischen Prozessen unterliegen und daher von außerordentlichem internationalem Naturschutzwert sind (REISE et al. 2010). Es ist die Grundlage für eine außergewöhnlich große Vielfalt an Arten- und Lebensgemeinschaften, die gekennzeichnet ist durch ihr hohes Maß an ökologischer Anpassungsfähigkeit. Als eines der wichtigsten internationalen Feuchtgebiete (Ramsar-Konvention) ist das Wattenmeer nicht nur ein unersetzlicher Trittstein für Millionen Zugvögel zwischen den arktischen Brutgebieten in Skandinavien, Sibirien und Nordamerika und den westeuropäischen und westafrikanischen Überwinterungsgebieten, sondern auch von herausragender Bedeutung für eine Vielzahl gefährdeter Brutvogelarten (KOFFIJBERG et al. 2020). Aufgrund seiner einmaligen Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten sowie Lebensraumtypen ist

der niedersächsische Teil des Wattenmeeres im Jahr 1986 als Nationalpark unter Schutz gestellt worden. Heute umfasst dieser eine Fläche von 345.000 ha. Darüber hinaus ist das niedersächsische Wattenmeer als FFH- und EU-Vogelschutzgebiet Teil des europäischen Schutzgebietssystems NATURA 2000 (92/43/EEC). Mit der Anerkennung des Wattenmeeres als UNESCO Weltkulturerbe im Juni 2009 wurde der weltweiten Einzigartigkeit dieses Ökosystems besondere Rechnung getragen. Oberstes Ziel ist der Schutz der natürlichen Dynamik der Küsten- und Insellebensräume sowie die Minimierung menschlicher Eingriffe und Aktivitäten.

## 1.9 Literatur

- ARROYO, B. & BRETAGNOLLE, V. (2000): Evaluating the long-term effectiveness of conservation practices in Montagu's Harrier *Circus pygargus*. In CHANCELLOR, R. D. & MEYBURG, B.-U. (Hrsg.), Raptors at the risk, World Working Group of Birds of Prey and Owls, Berlin: 403-408.
- BAUER, H., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nichtsingvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden
- BEHM, K. & KRÜGER, T. (2013): Verfahren zur Bewertung von Vogelbrutgebieten in Niedersachsen, 3. Fassung, Stand 2013. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 33 (2): 55-69.
- BIJLEVELD, M. (1974): Birds of prey in Europe. Macmillan International Higher Education.
- BIJLSMA, R. G., HUSTINGS, F. & CAMPHUYSEN, C. J. (2001): Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). Haarlem/Utrecht.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): European Red List of Birds., Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2025): Species factsheet: *Circus cyaneus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/hen-harrier-circus-cyaneus>
- BJÖRKLUND, H., SAUROLA, P. & VALKAMA, J. (2018): Kolea kevät koetelli petolintuja (Breeding and populations trends of common raptors and owls in Finland in 2017. . Linnut-vuosikirja 2017: 56-69 (In Finnish, English summary).
- BOELE, A., VAN BRUGGEN, J., HUSTINGS, F., KOFFIJBERG, K., VERGEER, J. W. & VAN DER MEIJ, T. (2019): Broedvogels in Nederland 2017. Sovon-rapport, 2019/04, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- BRO, E., ARROYO, B. & MIGOT, P. (2006): Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: a review. Wildlife Biology 12 (3): 233-247.
- BURFIELD, I. J. (2008): The Conservation Status and Trends of Raptors and Owls in Europe. AMBIO: A Journal of the Human Environment 37 (6): 401-407.
- CARAVAGGI, A., IRWIN, S., LUSBY, J., RUDDOCK, M., MEE, A., NAGLE, T., O'TOOLE, L., O'NEILL, S. & O'HALLORAN, J. (2019): Anthropogenic pressures within the breeding range of the Hen Harrier *Circus cyaneus* in Ireland. Bird Study 66 (4): 461-470.
- DDA (2022): Bestandsentwicklung, Verbreitung und jahreszeitliches Auftreten von Brut- und Rastvögeln in Deutschland. Dachverband Deutscher Avifaunisten, [www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/](http://www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/), aufgerufen am 09.01.2025.
- DE BOER, P., KLAASSEN, O. & DIJKSEN, L. (2008): Blauwe Kiekendieven op de Waddeneilanden in 2007. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- DERLINK, M., WERNHAM, C., BERTONCELI, I., KOVÁCS, A., SAUROLA, P., DUKE, G., MOVALLI, P. & VREZEC, A. (2018): A review of raptor and owl monitoring activity across Europe: its implications for capacity building towards pan-European monitoring. Bird Study 65 (sup1): S4-S20.
- DIERSCHKE, J. (2008a): Bestandsentwicklung von Kornweihe *Circus cyaneus* und Sumpfhohreule *Asio flammeus* auf den Ostfriesischen Inseln. Vogelkdl. Ber. Niedersachs 40: 459-465.

- DIERSCHKE, J. (2008b): Kornweihen und Sumpfohreulen auf Borkum, Spiekeroog und Wangerooge. Möglichkeiten für zukünftige Untersuchungen über Erkenntnislücken und erforderliche Schutzmaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Gavia EcoResearch, Gutachten im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven.
- DONÁZAR, J. A., BLANCO, G., HIRALDO, F., SOTO-LARGO, E. & ORIA, J. (2002): Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of cinereous vultures. *Ecological Applications* 12 (5): 1445-1456.
- DONÁZAR, J. A., CORTÉS-AVIZANDA, A., FARGALLO, J. A., MARGALIDA, A., MOLEÓN, M., MORALES-REYES, Z., MORENO-OPO, R., PÉREZ-GARCÍA, J. M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., ZUBEROGOITIA, I. & SERRANO, D. (2016): Roles of Raptors in a Changing World: From Flagships to Providers of Key Ecosystem Services. *Ardeola* 63 (1): 181-234, 154.
- ESTRADA, A., ARROYO, B. & MÁRQUEZ, A. L. (2010): Possible changes in favourability areas for Montagu's and hen harriers in Spain according to climate change scenarios. *Ardeola* 57: 123-128.
- EWING, S. R., THOMAS, C. E., BUTCHER, N., DENMAN, B., DOUGLAS, D. J. T., ANDERSON, D. I. K., ANDERSON, G. Q. A., BRAY, J., DOWNING, S., DUGAN, R., ETHERIDGE, B., HAYWARD, W., HOWIE, F., ROOS, S., THOMAS, M., WESTON, J., SMART, J. & WILSON, J. D. (2023): Illegal killing associated with gamebird management accounts for up to three-quarters of annual mortality in Hen Harriers *Circus cyaneus*. *Biological Conservation* 283: 110072.
- FERNÁNDEZ-BELLON, D., LUSBY, J., BOS, J., SCHAUB, T., MCCARTHY, A., CARAVAGGI, A., IRWIN, S. & O'HALLORAN, J. (2021): Expert knowledge assessment of threats and conservation strategies for breeding Hen Harrier and Short-eared Owl across Europe. *Bird Conservation International* 31 (2): 268-285.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel-und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag.
- FORSMAN, D. (1999): The raptors of Europe and the Middle East: a handbook of field identification. T & AD Poyser, London.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I. & KOOP, B. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland.
- GERDES, K. (2000): Die Vogelwelt im Landkreis Leer, im Dollart und auf den Nordseeinseln Borkum und Lütje Hörn. Schuster
- GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., HAUSWIRTH, M., HEINICKE, T., KAMP, J., KARTHÄUSER, J., KÖNIG, C., MARKONES, N., PRIOR, N., TRAUTMANN, S., WAHL, J. & SUDFELDT, C. (2019): Vögel in Deutschland - Übersichten zur Bestandssituation. Münster.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., BAUER, K. & BEZZEL, E. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4 - Falconiformes. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GONZÁLEZ-RUBIO, S., BALLESTEROS-GÓMEZ, A., ASIMAKOPOULOS, A. G. & JASPERS, V. L. B. (2021): A review on contaminants of emerging concern in European raptors (2002–2020). *Science of The Total Environment* 760: 143337.
- HANSKI, I., HANSSON, L. & HENTTONEN, H. (1991): Specialist Predators, Generalist Predators, and the Microtine Rodent Cycle. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 353-367.
- HAYHOW, D. B., EATON, M. A., BLADWELL, S., ETHERIDGE, B., EWING, S. R., RUDDOCK, M., SAUNDERS, R., SHARPE, C., SIM, I. M. & STEVENSON, A. (2013): The status of the Hen Harrier, *Circus cyaneus*, in the UK and Isle of Man in 2010. *Bird Study* 60 (4): 446-458.
- HECKENROTH, H. & HEINS, J.-U. (1989): Kornweihe - *Circus cyaneus*. In ZANG, H., HECKENROTH, H. & KNOLLE, F. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens - Greifvögel, B.H. 2.3.
- KELLER, V., HERRANDO, S., VORÍŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVANOVÁ, A., KALYAKIN, M. V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R. P. B. (2020): European breeding bird atlas 2: Distribution, abundance and change. Lynx Edicions/European Bird Census Council (EBCC), Barcelona.

- KLAASSEN, O., DIJKSEN, L., DE BOER, P., WILLEMS, F., FOPPEN, R. & OOSTERBEEK, K. (2006): Meer blauw op den Wadden! - Broedsucces, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- KNIPPING, N. & STAHL, J. (2018): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Universität Oldenburg/Deutsche Bundesstiftung Umwelt/Sovon Vogelonderzoek Nederland, Oldenburg/Osnabrück/Nijmegen.
- KOFFIJBERG, K., BREGNBALLE, T., FRIKKE, J., GNEP, B., HÄLTERLEIN, B., HANSEN, M. B., KÖRBER, P., REICHERT, G., UMLAND, J. & VAN DER MEIJ, T. (2020): Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991- 2017 and results of total counts in 2006 and 2012. Wadden Sea Ecosystem, 40, Common Wadden Sea Secretariat,, Wilhelmshaven.
- KOVÁCS, A., MAMMEN, U. C. & WERNHAM, C. V. (2008): European monitoring for raptors and owls: state of the art and future needs. AMBIO: A Journal of the Human Environment 37 (6): 408-412.
- KRÜGER, T., LUDWIG, J., PFÜTZKE, S. & ZANG, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN), Hannover.
- KRÜGER, T. & OLTMANN, B. (2007): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel: 7. Fassung, Stand 2007. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 27 (3) (3/07): 131-175.
- KRÜGER, T. & SANDKÜHLER, K. (2022): Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens: 9. Fassung, Oktober 2021. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN).
- LEEGE, O. (1905): Die Vögel der Ostfriesischen Inseln nebst vergleichender Übersicht der im südlichen Nordseegebiet vorkommenden Arten. Haynel, Emden u. Borkum.
- LEEGE, O. (1929): Das Brutvogelleben auf den ostfriesischen Inseln in Gegenwart und Vergangenheit. Vogelschutzwarte 1929: 46-58.
- LEHMAN, R. N., KENNEDY, P. L. & SAVIDGE, J. A. (2007): The state of the art in raptor electrocution research: a global review. Biological Conservation 136 (2): 159-174.
- MAÑOSA, S. (2002): The conflict between gamebird hunting and raptors in Europe. REGHAB Project. Report on Workpackage 3, CSIC-UCLM - Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC) Universidad de Barcelona, Ciudad Real, Spain.
- MCCLURE, C. J. W., WESTRIP, J. R. S., JOHNSON, J. A., SCHULWITZ, S. E., VIRANI, M. Z., DAVIES, R., SYMES, A., WHEATLEY, H., THORSTROM, R., AMAR, A., BUIJ, R., JONES, V. R., WILLIAMS, N. P., BUECHLEY, E. R. & BUTCHART, S. H. M. (2018): State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. Biological Conservation 227: 390-402.
- MEBS, T. & SCHMIDT, D. (2006): Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens - Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- MILLON, A. & BRETAGNOLLE, V. (2004): Busard Saint Martin. In THIOLLAY, J.-M. & BRETAGNOLLE, V. (Hrsg.), Rapaces nicheur de France. Distribution, effectifs et conservation, Delachaux & Niestlé, Paris: 66-69.
- MITSCHE, A., KRÜGER, T., SCHULZE-DIECKHOFF, M., HECKROTH, M., MENKE, W., REICHERT, G., LUDWIG, J. & KÖRBER, P. (2024): Verbreitung und Bestandsentwicklung von Brutvogelarten der niedersächsischen Nordseeküste. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 52, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- MOVALLI, P., DUKE, G. & OSBORN, D. (2008): Introduction to Monitoring for and with Raptors. AMBIO: A Journal of the Human Environment 37 (6): 395-396.
- MURGATROYD, M., REDPATH, S. M., MURPHY, S. G., DOUGLAS, D. J., SAUNDERS, R. & AMAR, A. (2019): Patterns of satellite tagged hen harrier disappearances suggest widespread illegal killing on British grouse moors. Nature communications 10 (1): 1-8.
- NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER (2022): Managementmaßnahmen im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ mit Darstellung der Erhaltungsmaßnahmen im gleichnamigen FFH-Gebiet 001, Januar 2022. <https://www.nationalpark-wattenmeer.de/wissensbeitrag/ffh-massnahmenplanung-fuer-das-ffh-gebiet-001-nationalpark-niedersaechsisches-wattenmeer/>.

- NEWTON, I. (1998): Population limitation in birds. Academic press, London.
- NEWTON, I. (2010): Population ecology of raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I., McGRADY, M. J. & OLI, M. K. (2016): A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis* 158 (2): 227-248.
- NLWKN (2010): Lebensraumsansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen, Teil 1: Brutvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 30 (2): 85-160.
- NLWKN (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. - Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Kornweihe (*Circus cyaneus*) (Brut- und Gastvogelart). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, unveröff.
- NLWKN (2013): Für Brutvögel bedeutsame Lebensräume. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, [https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/staatliche\\_vogelschutzwarte/vogelarten\\_erfassungsprogramm/datenbewertung\\_und\\_herausgabe/brutvogel/datenbewertung-und-herausgabe-brutvoegel-172094.html](https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/staatliche_vogelschutzwarte/vogelarten_erfassungsprogramm/datenbewertung_und_herausgabe/brutvogel/datenbewertung-und-herausgabe-brutvoegel-172094.html).
- NORRDAHL, K. & KORPIMÄKI, E. (1995): Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia* 103 (2): 241-248.
- NOTTORF, A. & KRÜGER, T. (2017): Berichte zur Avifauna des ehemaligen Kreises Rotenburg (Hann.) aus den 1930er Jahren von Ludwig Müller-Scheessel. In KRÜGER, T. & ZANG, H. (Hrsg.), Die Vögel Niedersachsens – Zur Kenntnis der Vogelwelt Niedersachsens 1920–1940 und Nachträge zum Speziellen Teil. , Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. B, H.1.2: 94–142.
- O'DONOGHUE, B., O'DONOGHUE, T. A. & KING, F. (Year): The Hen Harrier in Ireland: conservation issues for the 21st century. In (Hrsg.), Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, Royal Irish Academy.
- O'BRYAN, C. J., ALLAN, J. R., SUAREZ-CASTRO, A. F., DELSEN, D. M., BUIJ, R., MCCLURE, C. J. W., REHBEIN, J. A., VIRANI, M. Z., MCCABE, J. D., TYRRELL, P., NEGRET, P. J., GREIG, C., BREHONY, P. & KISSLING, W. D. (2022): Human impacts on the world's raptors. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10.
- OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2012): Brutökologische Untersuchungen an der Kornweihe *Circus cyaneus* im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". *Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm.* 47 (Sonderheft 1): 89-94.
- OLENDORFF, R. S., BIBLES, D. D., DEAN, M. T., HAUGH, J. R. & KOCHERT, M. N. (1989): Raptor habitat management under the US Bureau of Land Management Multiple-use Mandate. *Raptor Research Reports* 8 (1-80).
- ORTA, J., KIRWAN, G. M., BOESMAN, P. F. D., MARKS, J. S., GARCIA, E. & SHARPE, C. J. (2019): Hen Harrier (*Circus cyaneus*). In DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D. A. & DE JUANA, E. (Hrsg.), Handbook of the birds of the world alive, Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- PERRINS, C. M., LEBRETON, J.-D. & HIRONS, G. J. M. (1991): Bird population studies. Relevance to conservation and management. *Oxford Ornithology Series No. 1*, Oxford University Press.
- PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln - Landschaft und Vegetation im Wandel. Schlütersche, Hannover.
- PICOZZI, N. (1980): Food, growth, survival and sex ratio of nestling Hen Harriers *Circus c. cyaneus* in Orkney. *Ornis Scandinavica*: 1-11.
- POTT, R. (1995): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln: ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- REDPATH, S. M. & THIRGOOD, S. J. (1999): Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. *Journal of Animal Ecology* 68 (5): 879-892.
- REGOS, A., TAPIA, L., GIL-CARRERA, A. & DOMÍNGUEZ, J. (2017): Monitoring protected areas from space: A multi-temporal assessment using raptors as biodiversity surrogates. *PLoS One* 12 (7): e0181769.

- REISE, K., BAPTIST, M., BURBRIDGE, P., DANKERS, N., FISCHER, L., FLEMMING, B., OOST, A. P. & SMIT, C. (2010): The Wadden Sea—a universally outstanding tidal wetland. *Wadden Sea Ecosystem*, 29, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- RHEINWALD, G. (1977): Atlas der Brutverbreitung westdeutscher Vogelarten – Kartierung 1975. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- RIORDAN, N. (2019): Connecting and restoring habitats for Hen harrier, Merlin, Atlantic salmon and Brook lamprey. Layperson's Report, RaptorLIFE, LIFE13 NAT/IE/000769
- RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R., DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. (1998): Raptors as Indicators of Environmental Change in the Scrub Habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12 (4): 921-925.
- ROTH, T. & WEBER, D. (2008): Top predators as indicators for species richness? Prey species are just as useful. *Journal of Applied Ecology* 45 (3): 987-991.
- RSPB (2020): Conserving the hen harrier (*Circus cyaneus*) in northern England and southern and eastern Scotland. Layperson's Report, Hen Harrier LIFE Project 2014-2019, LIFE13 NAT/UK/000258.
- RYSLAVY, T., BAUER, H., GERLACH, B., HÜPPOP, O., STAHLER, J., SÜDBECK, P. & SUDFELDT, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13-112.
- SANTANGELI, A. & GIRARDELLO, M. (2021): The representation potential of raptors for globally important nature conservation areas. *Ecological Indicators* 124: 107434.
- SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (2018): *Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI century*. Springer.
- SCHLAICH, A., KLAASSEN, R., SCHAUB, T., POSTMA, M., WIERSMA, P., WESTERHUIS, G., HAKKERT, J., DE VRIES, S. & BOS, J. (2021): Wadvogels van Allure: blauwe kiekendief en velduil. Onderzoeks- en monitoringsrapport.
- SCHRÖDER, M., OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J., FELDT, T. & STAHL, J. (2010): Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelwelt* 131: 231-238.
- SERGIO, F., CARO, T., BROWN, D., CLUCAS, B., HUNTER, J., KETCHUM, J., MCHUGH, K. & HIRALDO, F. (2008): Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 1-19.
- SERGIO, F., NEWTON, I. & MARCHESI, L. (2005): Top predators and biodiversity. *Nature* 436 (7048): 192-192.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.
- SIMMONS, K., GILLMOR, R., HOLLAM, P., HUDSON, R., NICHOLSON, E., OGILVIE, M., OLNEY, P., ROSELAAR, C., VOOUS, K. & WALLACE, D. (1980): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa Volume II, Hawks to Bustards*. Oxford University Press, New York.
- SIMMONS, R. E. (2000): *Harriers of the world: their behaviour and ecology*. Oxford University Press on Demand.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): *Vogelatlas van Nederland. Broetvogels, wintervogels en 40 jaar verandering*. Tweede druk. Kosmos uitgevers, Utrecht/Antwerpen.
- STANEVA, A. & BURFIELD, I. (2017): European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. *BirdLife International* 172.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, A., GEDEON, K., SCHIKORE, S., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands - 4. Fassung, 30.11.2007. *Ber. Vogelschutz* 44: 23-81.
- SUTHERLAND, W. J., NEWTON, I. & GREEN, R. (2004): *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York.
- TEMME, M. (1969): Die Kornweihe *Circus cyaneus* als Brutvogel und Wintergast auf der Nordseeinsel Norderney. *Ornithologische Mitteilungen* 21 (1): 3-6.

- TEMME, M. (1995): Die Vögel der Insel Norderney. Verlagsgesellschaft Cuxhaven mbH + Co Cuxhavener Nachrichten KG Cuxhaven.
- TOM DIEK, P. (1938): Erlebnis im Moor. Oldenburger Nachrichten 307.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- VALKAMA, J., KORPIMÄKI, E., ARROYO, B., BEJA, P., BRETAGNOLLE, V., BRO, E., KENWARD, R., MAÑOSA, S., REDPATH, S. M., THIRGOOD, S. & VIÑUELA, J. (2005): Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80 (2): 171-203.
- VAN OOSTEN, H. H., BEUSINK, P., DE BOER, P., VAN DEN BREMER, L., DIJKSEN, L., KLAASSEN, O., MAJLOOR, F., VAN TURNHOUT, C. & WAASDORP, S. (2008): De laatste karakteristieke vogels van het open duin: de dynamiek van populaties op de rand van uitsterven - en oplossingen. SOVONonderzoeksrapport, 2008/17, Stichting Bargerveen, Nijmegen / SOVON Vogelonderzoek, Beek-Ubbergen, Nederland.
- WATSON, D. (2010): The Hen Harrier. A&C Black, London.
- WATSON, R. T. (2018): Raptor Conservation in Practice. In SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (Hrsg.), *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*, Springer International Publishing, Cham: 473-498.
- WILSON, M. W., FERNÁNDEZ-BELLON, D., IRWIN, S. & O'HALLORAN, J. (2017): Hen Harrier *Circus cyaneus* population trends in relation to wind farms. *Bird Study* 64 (1): 20-29.
- WILSON, M. W., IRWIN, S., NORRIS, D. W., NEWTON, S. F., COLLINS, K., KELLY, T. C. & O'HALLORAN, J. (2009): The importance of pre-thicket conifer plantations for nesting Hen Harriers *Circus cyaneus* in Ireland. *Ibis* 151 (2): 332-343.
- WOTTON, S. R., BLADWELL, S., MATTINGLEY, W., MORRIS, N. G., RAW, D., RUDDOCK, M., STEVENSON, A. & EATON, M. A. (2018): Status of the Hen Harrier *Circus cyaneus* in the UK and Isle of Man in 2016. *Bird Study* 65 (2): 145-160.
- ZUBEROGOITIA, I. (2012): Población, ecología y conservación del aguilucho pálido, *Circus cyaneus*, en Bizkaia. Informe Técnico para el Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Bizkaia.





## Kapitel 2

### **Natürliche Lebensräume auf den Wattenmeerinseln als Brutgebiet für bedrohte Kornweihen *Circus cyaneus* – Habitatstruktur und Brutplatzpräferenzen**

NADINE KNIPPING, CARINA BLESSING & STEFFEN KÄMPFER (*Einreichung in Vorbereitung*)

#### **Zusammenfassung**

Das Angebot sowie die qualitative Ausstattung von Nistplätzen sind von maßgeblicher Bedeutung für eine erfolgreiche Reproduktion und damit für das Fortbestehen von Populationen. Natürliche wie anthropogen verursachte Habitatveränderungen können dieses Angebot potentiell geeigneter Nisthabitate beeinflussen und Konsequenzen für die Größe des Brutbestands mit sich bringen. Kornweihen (*Circus cyaneus*) sind in Deutschland als Brutvogel vom Aussterben bedroht und haben auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer ihr letztes verbliebenes Brutvorkommen. Doch auch hier nimmt die Population rapide ab. Mittels der Untersuchung der räumlichen Entwicklung der Vegetation und der Präferenz von Kornweihen für bestimmte Nisthabitatstrukturen, untersuchten wir, ob sich die präferierten Nisthabitate in einem Zeitraum von 20 Jahren flächenmäßig veränderten und ob sich eine fortschreitende Sukzession hin zu waldartigen Vegetationskomplexen negativ auf die Verfügbarkeit von Nistplätzen auswirken könnte. In den Dünengebieten der Inseln zeigte sich über den Betrachtungszeitraum eine fortschreitende Sukzession von offenen Dünentälern und -grasländern hin zu höheren und dichten Gebüschflächen sowie ein Schrumpfen von Dünentalröhrichtern. Der Anteil höherer Gehölze bzw. Wälder nahm ebenfalls zu, jedoch in geringerem Maße als die Dünengebüsche. Kornweihen bevorzugten für ihre Nestbereiche ein Habitatmosaik, das von Dünengebüschen und Dünentalröhrichtern, mit Anteilen von Dünengrasländern, dominiert wird. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen-Nestbereichen stieg mit zunehmender Flächengröße von Dünengebüschen und Dünentalröhrichtern. Der flächenmäßige Zuwachs von Dünengebüschen stellt zwar ein insgesamt größeres Angebot potentieller Nistplätze für Kornweihen dar, es wirkt sich jedoch nicht positiv auf die Größe des Brutbestands von Kornweihen aus. Gleichzeitig bieten sich ausbreitende Gebüschflächen und höhere Gehölzstrukturen zusätzlichen bzw. neuen Lebensraum für typische „Waldarten“, die natürlicherweise nicht auf den Wattenmeerinseln vorkommen und direkte wie indirekte Effekte auf Ansiedlung, Verhalten und Bruterfolg von Kornweihen

mit sich bringen können. Grundsätzlich können die Ostfriesischen Inseln trotz anhaltender anthropogener wie natürlich bedingter Habitatveränderungen für Kornweihen geeignete und sichere Nistplätze für ein erfolgreiches Brüten bereitstellen. Auf Basis unserer Ergebnisse lassen keine direkten Rückschlüsse auf die Gründe für die stark negative Bestandssituation ziehen. Für den Erhalt eines hochwertigen Lebensraums für brütende Kornweihen bedarf es dennoch hinsichtlich der sukzessionsbedingten Veränderungen der Habitatstruktur durch vorhandene Anteile standortfremder Baumarten und deren fortschreitender Ausbreitung weitere und umfassendere Maßnahmen, die den Ablauf der natürlich-dynamischen Prozesse weiterhin gewährleisten bzw. wiederherstellen. Vorrangig ist hier zum einen die Vermeidung weiterer Grundwasserabsenkungen im Bereich nasser Dünentäler.

## 2.1 Einleitung

Die Veränderungen von Landschaften und Ökosystemen sind Folgen des fortschreitenden, anthropogen verursachten globalen Wandels und zeigen sich vor allem im anhaltenden Verlust von Biodiversität (REID 2006, FEEHAN et al. 2009, DOBSON et al. 2021, HABIBULLAH et al. 2022). Der Verlust biologischer Vielfalt betrifft dabei nicht allein Arten und Lebensgemeinschaften. Er umfasst insbesondere auch die Veränderung, Schädigung, Fragmentierung, Zerstörung und den Verlust ihrer Lebensräume (HADDAD et al. 2015, SEGAN et al. 2016). Weltweit und auch in Deutschland wird dies alarmierend sichtbar im Rückgang oder gar Verschwinden von Vogelarten (BURNS et al. 2021, KAMP et al. 2021, LEES et al. 2022).

Neben den gegenwärtigen Auswirkungen eines sich verändernden Klimas sind es insbesondere die historischen wie rezent anhaltend wachsenden Nutzungsansprüche, die im nordwestdeutschen Tiefland seit mehr als 100 Jahren zu einem weitgehenden Verlust der ehemals großflächigen, landschaftsprägenden Moor- und Heidelandschaften geführt haben (SCHMATZLER 2015, BEHRE 2020, TANNEBERGER et al. 2021, BÖSE et al. 2022). Mit den tiefgreifenden Lebensraumveränderungen bis hin zur Zerstörung der Moore, feuchten Grünländer und Feuchtheiden durch Trockenlegung, Abtorfung und Kultivierung in landwirtschaftliche Nutzflächen oder auch Flurbereinigung und Aufforstung war und ist ein dramatischer Rückgang der an diese Habitate hochangepassten Pflanzen, Insekten und insbesondere auch Vögel verbunden (ZANG 2003, LUDWIG et al. 2009, FRAIXEDAS et al. 2017, KRÜGER & SANDKÜHLER 2022). Moortypische Vogelarten wie Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria*, Birkhuhn *Lyrurus tetrix*, Brachvogel *Numenius arquata*, Bekassine *Gallinago* oder Sumpfohreule *Asio flammeus* gehören zu den am stärksten oder gar vom Aussterben bedrohten Brutvogelarten nicht nur in Deutschland, sondern auch europaweit und werden in den höchsten Gefährdungskategorien geführt (KELLER et al. 2020, RYSLAVY et al. 2020, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021).

Davon betroffen ist in besonderem Maße auch die Kornweihe *Circus cyaneus*, die im nordwest- und nordostdeutschen Tiefland noch bis Anfang des 20. Jahrhunderts zu den typischen Brutvogelarten der dortigen ausgedehnten Moor- und Heidelandschaften gehörte und als Greifvogel recht weit ver-

breitet war (TOM DIEK 1938, HECKENROTH & HEINS 1989, ZANG et al. 1989, FLADE 1994, GEDEON et al. 2014, KRÜGER et al. 2014). Mittlerweile werden Kornweihen in der aktuellen Roten Liste der Brutvogelarten sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland in Kategorie 1 – vom Erlöschen bedroht – geführt (RYSILAVY et al. 2020, KRÜGER & SANDKÜHLER 2022). Auch die gesamteuropäische Brutpopulation ist rückläufig (KELLER et al. 2020, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2025). Die Gründe sind vielfältig und reichen von ökologischen Faktoren wie Habitatverlust durch veränderte Landnutzung und Nutzungsintensivierung über Nahrungsverfügbarkeit, Prädation oder Wetterbedingungen bis hin zu indirekter und direkter Verfolgung durch Nesterzerstörung und Jagd (FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021).

Die historischen Bruthabitate dieser bodenbrütenden Greifvogelart waren vor allem die gebüschreicheren trockeneren Moorränder, Heiden und Feuchtwiesen (HECKENROTH & HEINS 1989, BAUER et al. 2005). Mit den tiefgreifenden Veränderungen bzw. der Zerstörung dieser Lebensräume verschwanden auch die Kornweihen als Brutvögel aus diesen Landschaften. Beginnend ab den 1960er Jahren, besonders aber ab Mitte der 1980er Jahre, als die Brutbestände im Binnenland weitgehend erloschen waren, besiedelten Kornweihen als Brutvögel zunehmend die Ostfriesischen Inseln im niedersächsischen Wattenmeer (HECKENROTH & HEINS 1989, DIERSCHKE 2008). Der Brutbestand auf den Inseln stieg in den 1990er Jahren in kurzer Zeit rasch an und erreichte Ende der 1990er Jahre mit 55 Brutpaaren sein Maximum (DIERSCHKE 2008, OBERDIEK et al. 2012, MITSCHKE et al. 2024). Es ist unklar, aus welcher Quellpopulation diese Vögel stammten, die sich als neue Brutvögel in den weitgehend natürlichen und ungestörten Lebensräumen der Wattenmeerinseln etablierten und warum die Brutpopulation so schnell anwuchs. Mit Beginn der 2000er Jahre setzte jedoch aus bisher nicht geklärten Gründen ein dramatischer Bestandsverlust der Brutpopulation von bis zu 94% ein (KNIPPING & STAHL 2018, KOFFIJBURG et al. 2020, MITSCHKE et al. 2024). Die Brutpopulation auf den Wattenmeerinseln ist gegenwärtig das einzig regelmäßige Brutvorkommen von Kornweihen in Deutschland (GEDEON et al. 2014).

Unter natürlichen Bedingungen unterliegt das Ökosystem des Wattenmeeres einer durch Wind und Wasser ausgeprägt hohen geomorphologischen Dynamik auch in den terrestrischen Bereichen der Inseln. Mit der natürlichen Dünengenese geht eine fortschreitende Sukzession der Vegetation beginnend mit den Embryonaldünen zu den Strandhafer dominierten Weißdünen, den Sanddorn- und Kriechweidengestrüppen der Graudünen, über die Braundünenlandschaften mit Weidengebüschen, Heidevegetation und beginnender Birkenverbuschung bis hin zu Dünenwäldern als Klimaxstadium einher (PETERSEN 2000, METZING 2023). Natürliche Störereignisse wie Überflutungen, Sandverwehungen und Windanrisse unterbrechen die Sukzessionsfolge und schaffen ein dynamisches Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften (z.B. Pionierstadien) und damit verbundener Diversität an Vegetations- und Habitatstrukturen (MILLER et al. 2010, ISERMANN 2011, CICCARELLI et al. 2012). Parallel dazu unterliegen die Insellebensräume seit ihrer Besiedlung vor rund 2.000 Jahren einem ständigen anth-

ropogenen Einfluss insbesondere durch die Nutzung der Dünen und Dünentäler zur Beweidung, Mahd, Plaggenhieb oder zum Schlagen von Brennholz (BEHRE 2004). Neben einer landwirtschaftlichen Nutzung von Dünen und Salzwiesen hatten aber vor allem großräumige Anpflanzungen standortfremder Gehölze wie Kartoffelrose (*Rosa rugosa*) oder Kiefern (*Pinus spec.*) und Pappeln (*Populus spec.*), umfangreiche Deichbaumaßnahmen und Befestigungen zum Zwecke des Insel- und Küstenschutzes weitreichende Folgen für die natürliche Prozessdynamik hinsichtlich der für den Sukzessionsablauf verantwortlichen Bodenentwicklung und damit für die Vegetationszusammensetzung und Habitatstruktur (PETERSEN & POTT 2005, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Zusätzlich zeigen sich gegenwärtig neben Flächenverlusten durch Versiegelungen und Störungen durch Freizeitnutzungen erhöhte Grundwasserabsenkungen vor allem durch erhöhte Fördermengen zur Versorgung der Inselbevölkerung und Touristen sowie durch steigende Temperaturen aufgrund des klimatischen Wandels (KLOEPPER ET AL. 2017). Dies führt zu höheren Verdunstungsraten und einer verlängerten potentiellen Wachstumsphase. In der Folge trocknen feuchte Dünentäler weiter aus, was sich kumulativ auf die beschleunigte Sukzession hin zu höheren Gehölzstrukturen und damit auf eine fortschreitende Entwicklung der Vegetationszusammensetzung auswirkt (LAMMERTS et al. 2009, VON DRACHENFELS 2024).

Für Greifvögel ist das Bruthabitat und im Speziellen das Nisthabitat eine essentielle Ressource, da es neben Nahrung vor allem geeignete Strukturen für das Nest und dessen Schutz für die vergleichsweise lange Brutperiode bieten muss (LÖHMUS 2004). Die Eigenschaften von Brut- bzw. Nisthabitaten sowie der Bruterfolg können durch unterschiedliche Einflussfaktoren wie beispielsweise das Nahrungsangebot, Wetterbedingungen oder die individuelle Fitness und Erfahrung der Vögel stark variieren (TAPIA & ZUBEROGOITIA 2018). Die Verfügbarkeit geeigneter Nistplätze kann somit für Greifvögel ein wesentlicher limitierender Faktor sein, da sie spezifische Anforderungen an ihre Nistplätze stellen (NEWTON 2010). Ein guter Nistplatz sollte daher insbesondere für bodenbrütende Greifvogelarten wie die Kornweihe ein in hoher, dichter Deckung gut geschützter Ort für Eier und Küken sein, der zudem halbwegs sicher vor Prädation ist (NEWTON 2010). Das Angebot sowie die qualitative Ausstattung von Nistplätzen sind daher von entscheidender Bedeutung für eine erfolgreiche Reproduktion und das Fortbestehen von Populationen (NEWTON 2013, TAPIA & ZUBEROGOITIA 2018). Natürliche wie anthropogen verursachte Habitatveränderungen, sowohl in der Kulturlandschaft als auch in Schutzgebieten durch Änderungen in der Landnutzung, Habitatfragmentierung oder Sukzession können das Angebot potentieller geeigneter Nisthabitats beeinflussen und Konsequenzen für die Größe des Brutbestands mit sich bringen (MADDERS 2000, AMAR & REDPATH 2005, CARAVAGGI et al. 2019, SHERIDAN et al. 2020).

Vor dem Hintergrund des massiven Rückgangs der Kornweihen-Brutpopulation der Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer untersuchten wir die Nisthabitatpräferenzen von Kornweihen, die bisher nur unzureichend bekannt sind. Für die Entwicklung von Habitatmanagement- und Schutzmaßnahmen, die geeignet sind, um dem starken Bestandsrückgang der Korn-

weihen entgegenzuwirken, sind detaillierte Informationen über Habitatpräferenzen dringend notwendig. Dafür werteten wir zunächst die räumliche Entwicklung der natürlichen Habitatstrukturen auf den Wattenmeerinseln über einen Zeitraum von 20 Jahren aus. Zudem untersuchten wir die bevorzugten Nisthabitatstrukturen von Kornweihen in den natürlichen Insellebensräumen. Ziel dieser Studie ist, über eine Verknüpfung mit Vegetationsdaten die Habitatzusammensetzung in Kornweihen-Nestbereichen zu beschreiben. Zudem fragen wir, ob eine räumliche Entwicklung der natürlichen Habitatstrukturen Veränderungen in der Bevorzugung bestimmter Nisthabitatstrukturen im betrachteten Zeitraum bewirkt haben könnten und inwiefern dies für den stark negativen Populationstrend der Kornweihen verantwortlich sein könnte.

## **2.2 Material und Methoden**

### **Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst die ostfriesische Inselkette mit den bewohnten Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangerooge sowie die unbewohnte Insel Mellum (Abb. 2-1). Die aus nacheiszeitlichen Schwemmsanden entstandenen Barriereinseln (POTT 1995, REISE et al. 2010) erstrecken sich über eine Länge von rund 90 km von der Emsmündung im Westen bis zur Wesermündung im Osten parallel zur niedersächsischen Festlandsküste und umfassen eine Fläche von etwa 150 km<sup>2</sup>. Ihre geomorphologisch typische Hakenform aus langgestreckten Dünengürteln verschiedener Altersstadien mit dazwischen liegenden feuchten Dünentälern sowie den im Windschatten der Dünen entstandenen, ausgedehnten Salzwiesen der Inseln sind ein Produkt des hochdynamischen Kräftespiels von Strömung, Seegang, Wind sowie durch Transport, Erosion und Sedimentation von Sand und Ton (STREIF 1990, PETERSEN & POTT 2005, WANG et al. 2012). Das Wattenmeer-Insel-System ist ein raum-zeitlich hochdynamisches wie offenes Großökosystem mit einzigartigen, noch weitgehend natürlichen Dünen- und Salzwiesenlandschaften, wenngleich die natürlichen geomorphologischen Prozesse heute durch Küsten- und Inselfchutzmaßnahmen zuweilen stark eingeschränkt sind (OOST et al. 2017). Die prägenden Habitattypen der Inseln sind Strände (18%), Dünen (13%), Salzwiesen (35%), Wattflächen (13%) sowie zu kleineren Anteilen Dünentäler und -heiden, Röhrichte, Gebüsche und Gehölze, extensiv genutztes Grünland und Siedlungsbereiche (PETERSEN et al. 2014). Alle Inseln unterliegen als Teil des Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ (NWATTNPG 2009) gesetzlichem Schutz und gehören als FFH- und EU-Vogelschutzgebiet 001 bzw. V01 „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“ (FFH-Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992, EU-Vogelschutzrichtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlamentes und des Rats vom 30. November 2009) zum europäischen Schutzgebietsnetz NATURA 2000 (EUROPÄISCHE UNION 1992, EUROPÄISCHE UNION 2009). Darüber hinaus ist der niedersächsische

Wattenmeer-Nationalpark als UNESCO Weltnaturerbe und Biosphärenreservat anerkannt (WORLD HERITAGE COMMITTEE 2009, SÜDBECK & RAHMEL 2018).

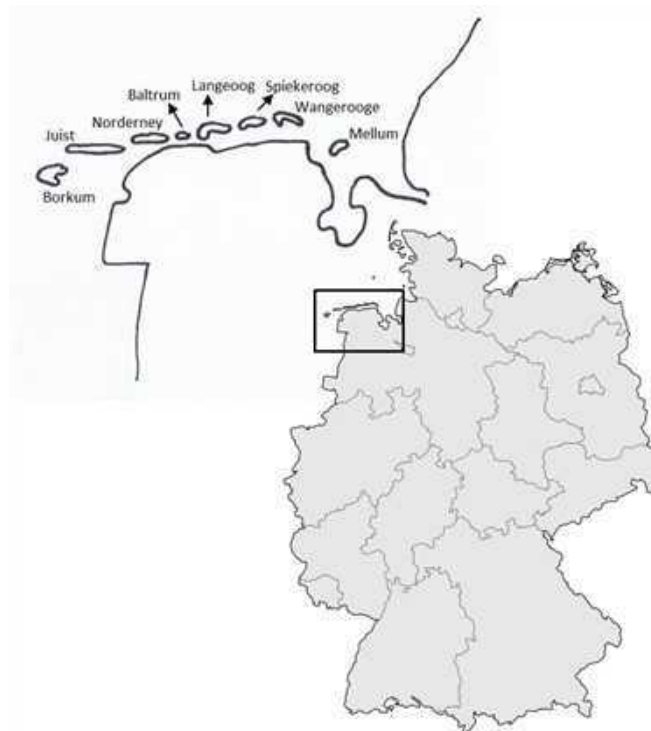


Abb. 2-1: Lage des Untersuchungsgebiets der Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

### **Datengrundlage, Flächenkulisse und Aufbereitung der Vegetationsdaten**

Für die vorliegende Auswertung stellte die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (pers. Mitteilung M. ISERMANN) die Daten zur Küstenvegetation der Ostfriesischen Inseln aus dem Trilateralen Monitoring und Assessment Programm (TMAP) der letzten drei Erfassungen aus den Jahren 1997, 2004 und 2016 als digitalen Datensatz für Geografische Informationssysteme (GIS) zur Verfügung. Trotz aller anthropogenen Beeinträchtigungen bleiben die geomorphologischen Prozesse im Wattenmeer zeitlich wie räumlich hoch dynamisch. Das betrifft auch die terrestrischen Lebensräume (insbesondere die flächenmäßige Ausdehnung der Strände und Salzwiesen), die sich von Jahr zu Jahr räumlich verändern können. Für die vorliegende Auswertung wurde daher eine feste Bezugsflächenkulisse für alle drei Erfassungszeiträume gewählt, unabhängig davon, ob sich die Inseln seit 1997 in Lage und Ausdehnung verändert haben. Die Abgrenzung des UG orientiert sich weitgehend an den terrestrischen Vegetationsbereichen bzw. dem Verlauf der Salzwiesen- und Dünenkanten der einzelnen Inseln zum Zeitpunkt der ersten hier betrachteten Vegetationskartierung 1997. Für die raumzeitliche Analyse der Vegetationsentwicklung besteht somit eine feste, räumlich vergleichbare Flächenkulisse für alle drei Untersuchungszeiträume mit einer alle Inseln umfassenden Gesamtflächengröße von 10.048,40 ha (Abb. 2-2). Bei der Erfassung 2016 sind, im Gegensatz zu den Erfassun-

gen 1997 und 2004, insbesondere die Siedlungsflächen und weitere anthropogen überformte Bereiche auf den Inseln vegetationskundlich nicht kartiert worden. Für die Vergleichbarkeit der Flächenkulisse bleiben diese nicht erfassten Flächen der jüngsten Kartierung daher auch bei den Vegetationsdaten von 1997 und 2004 unberücksichtigt (Abb. 2-2).

Die Liste der TMAP-Typologie zur Küstenvegetation differenziert insgesamt 97 verschiedene Vegetationstypen der Salzwiesen, Dünen und feuchten Dünentäler (PETERSEN et al. 2014). Die Präferenz von Vögeln bzw. Kornweihen für bestimmte Brutplätze wird nicht zwangsläufig durch das Vorkommen einzelner Pflanzenarten bzw. Vegetationseinheiten bestimmt (LACK 1933, ERDELEN 1984). Die Wahl des Brutplatzes hängt, neben weiteren Faktoren, vielmehr von der strukturellen Zusammensetzung (z.B. Vegetationshöhe /-dichte, Anteile von Gebüsch- und Offenlandbereichen, Nähe zu anthropogen beeinflussten Bereichen) sowie deren Größe und Verfügbarkeit im Brutgebiet ab (MACARTHUR & MACARTHUR 1961, HILDÉN 1965). Aus diesem Grund wurden für die weitere Auswertung die auf den Inseln vorkommenden Vegetationstypen zu den elf Habitatkomplexen (HK) Dünengrasland (DGL), Dünengebüsch (DG), Gehölze (GH), Dünenheide (DH), Feuchtes Dünental (FD), Röhricht der Dünentäler (RD), Röhricht der Salzwiesen (RS), Salzwiesen (SW), Grünland (GL), anthropogene Flächen (AF) zusammengefasst (siehe Anhang Tab. A2-1). Sand- und Wattflächen sowie Stillgewässer wurden unter dem HK „Sonstiges“ (SF) gruppiert.

Die Bearbeitung und Darstellung der Vegetationsdaten erfolgte mit der GIS-Software ArcMap für Desktop, Version 10.2.1 (ESRI 2008). Im GIS wurden pro Erfassungsjahr sämtlichen TMAP-codierten Flächen über die Feldberechnungsfunktion ‚replace‘ der entsprechende HK in einer neuen Spalte in der jeweiligen Attributetabelle zugewiesen. Mit der Geoverarbeitungsfunktion ‚Zusammenführen (Dissolve)‘ wurden die Einzelflächen auf Grundlage des Attributs „Habitatkomplex“ zusammengefasst und anschließend die Flächengrößen der einzelnen HK-Teilflächen berechnet und pro Insel und Erfassungsjahr aufsummiert (BLESSING 2018).

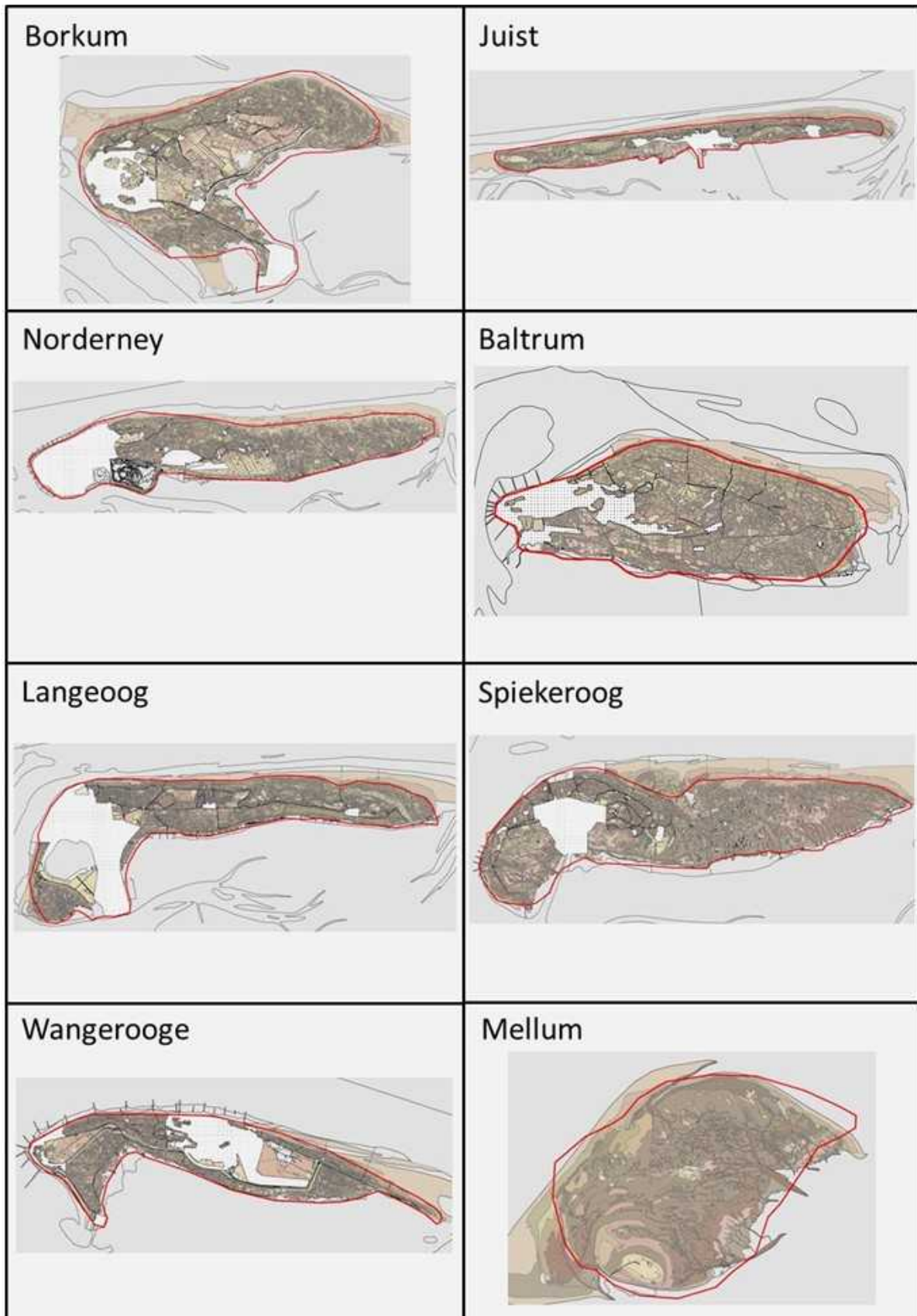


Abb. 2-2: Flächenkulissen auf den untersuchten Wattenmeerinseln (rote Linie) inkl. im Jahr 2016 nicht erfasster Bereiche (schwarz gepunktet auf weiß). (Kartengrundlage: TMAP-Vegetationsdaten 2016, NLWKN).

### Kornweihen Brutbestandsdaten und Nisthabitat-Präferenzen

Für die Untersuchung der Nisthabitatpräferenzen von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln verglichen wir die Habitatzusammensetzung innerhalb von Kornweihen-Nestbereichen mit der auf den Inseln insgesamt. Als Datenbasis dienten die Ergebnisse der Brutbestandserfassungen aus den Jahren 1996-1998, 2003-2005 und 2015-2017 (pers. Mitteilung M. SCHULZE-DIECKHOFF NLWKN, M. HECKROTH Mellumrat e.V.). Entsprechend der methodischen Vorgaben nach HÄLTERLEIN et al. (1995) bzw. SÜDBECK et al. (2005) wurden während der Kartierungen revieranzeigende Verhaltensweisen wie insbesondere gemeinsame Flüge von Männchen und Weibchen über einem bestimmten Bereich, Transport/Eintrag von Nistmaterial, Beuteübergaben sowie warnende Altvögel und Beuteinträge an potentiellen Nistplätzen erfasst. Eine gezielte Suche der Kornweihen-Nester fand aus Schutzgründen im Rahmen der Revierkartierungen nicht statt, wenngleich einzelne Nester während der Begehungen trotzdem zufällig gefunden wurden. In Revieren ohne Nestfund wurden die Nistplätze dort festgelegt, wo sich die Beobachtungen der oben genannten Verhaltensweisen häuften. Bei Beobachtungen von Beuteübergaben mit anschließendem Beuteeintrag wurde die Stelle in der Vegetation, wo die Beute eingebracht wurde, als Nistplatz bestimmt. Um jeden ermittelten Nistplatz wurde mithilfe der Funktion „Puffer“ in ArcGIS 10.2 (ESRI Inc.) ein Puffer mit einem Radius von 30 m gelegt. Dieser unmittelbare Nestbereich (2.815,22 m<sup>2</sup>) ist der Bereich, der insbesondere von Kornweihen-Weibchen gegen Eindringlinge jeglicher Art verteidigt und geschützt wird, was wir durch unsere zahlreichen Beobachtungen bestätigen konnten. Gleichzeitig wurde dadurch die räumliche Unschärfe in Bezug auf den tatsächlichen (nicht immer bekannten) Neststandort ausgeglichen.

Da der Datensatz zur Vegetation lediglich drei Erfassungsjahre (1997, 2004, 2016) beinhaltet, wurden für die Verknüpfung von Vegetation und Nestbereichen die Brutbestandsdaten aus dem Jahr vor, während und nach der Vegetationskartierung in die weiteren Analysen mit einbezogen, um eine ausreichend große Stichprobe bei den Kornweihen-Daten zu erhalten (vgl. Tab. 2-1). Die weitere Analyse des Gesamtdatensatzes bezieht sich somit auf die drei Zeiträume t1 = 1996-1998, t2 = 2003-2006 und t3 = 2015-2017. Die Habitatzusammensetzung konnte so in insgesamt 161 Nestbereichen in den entsprechenden Zeiträumen (t1 n = 78, t2 n = 72, t3 n = 11) analysiert werden. Dazu erfolgte mit der ArcGIS-Funktion „Intersection“ pro Zeitraum die Verschneidung der Kornweihen-Nestbereiche mit den entsprechenden Vegetationsdaten.

Tab. 2-1: Zuordnung der Kornweihen-Brutbestandsdaten zu den drei Vegetationserfassungen.

<b>Zeitraum</b>	<b>t1</b>			<b>t2</b>			<b>t3</b>		
Vegetation	1997			2004			2016		
Kornweihen	1996	1997	1998	2003	2004	2005	2015	2016	2017

Mit der ArcGIS-Funktion „Near“ wurden zwei weitere Einflussvariablen zur Charakterisierung der Habitatstruktur der Nestbereiche von Kornweihen berechnet: zum einen die Distanz zu anthropogenen Strukturen (Habitatkomplex AF: Siedlungsbereiche, Einzelgebäude, Straßen, Wege) als Maß für menschlich bedingte Störquellen. Zum anderen diente die Distanz zu Gehölzen bzw. Waldbereichen (Habitatkomplex GH) als Einflussvariable für die Nähe zu (potentiell) ungeeigneten Nistplatzstrukturen. Dazu erzeugten wir als Referenz zu den Nestbereichen Zufallspunkte (an denen sich zwischen 1996-2017 nie ein Kornweihen-Nest befand) innerhalb der terrestrischen, tideunbeeinflussten Inselflächen (vgl. Abb. 2-2) mit der Funktion „Zufällige Punkte erstellen“ aus der ArcToolbox in ArcGIS 10.2. Die Anzahl der Zufallspunkte orientierte sich am Verhältnis 2:1 (zwei Zufallspunkte pro Kornweihen-Nestbereich pro Zeitraum). Die Distanz zwischen den Zufallspunkten und Nestbereichen betrug mindestens 50m, um Überschneidungen auszuschließen. Als Maß für die Habitatdiversität  $H'$  innerhalb der Nestbereiche und Zufallspunkte diente der Shannon-Index mit der Formel:

$$H' = - \sum_i p_i \ln p_i \quad \text{mit} \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

wobei  $N$  die Gesamtfläche aller Nestbereiche bzw. Zufallspunkte ist und  $n_i$  die Fläche des jeweiligen Habitatkomplexes in den Nestbereichen bzw. Zufallspunkten (KÄMPFER & FARTMANN 2022).

### Statistische Analyse

Die statistische Auswertung der Daten wurde mit der freien Statistiksoftware R 4.4.2 in RStudio 2022.12.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2021, R STUDIO TEAM 2022) durchgeführt. Da die Daten nicht normalverteilt waren, wurden Unterschiede in der Habitatzusammensetzung zwischen Nestbereichen und Zufallspunkten mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests überprüft. Um zu testen, welche Habitate auf den Inseln zum Brüten bevorzugt werden, wurden binomiale, generalisierte lineare gemischte Modelle (GLMMs) des Pakets „lme4“ genutzt (BOLKER et al. 2009, ZUUR et al. 2009, BATES et al. 2014). Nestbereiche bzw. Zufallspunkte wurden dabei als binomiale Antwortvariable, der Flächenanteil (%) der jeweiligen Habitate innerhalb der Pufferbereiche um die Nester/Zufallspunkte als erklärende Variablen und die Insel als Zufallseffekt verwendet, um strukturelle Unterschiede zwischen den Inseln zu berücksichtigen. Da Variablen, die nur selten innerhalb der analysierten Bereiche vorkamen, bei den Modellen zu Konvergenzproblemen führten, wurden nur Variablen verwendet, die in mindestens 10% der Nestbereiche vorkamen. Als weitere erklärende Variablen dienten der Shannon-Index als Maß für die Habitatheterogenität sowie die Distanz zu anthropogenen Strukturen und Gehölzen. Um Multikollinearität in den Modellen zu vermeiden, wurden alle verwendeten Variablen mit Hilfe der Spearman Korrelation auf Interkorrelationen getestet. Da die Distanz zu anthropogenen

Strukturen in allen drei Zeiträumen stark mit der Distanz zu Gehölzen interkorreliert war ( $|r_s| < 0,6$ ), wurde im Folgenden nur die Distanz zu Gehölzen in den Modellen verwendet (GRAHAM 2003). Da es sich bei den erklärenden Variablen um Flächenanteile handelte, die in der Summe jeweils 100 ergeben, wurde zusätzlich auch der Varianz-Inflations-Faktor (VIF) berechnet (ZUUR et al. 2010), um Multikollinearität in den Modellen auszuschließen. Der Varianz-Inflations-Faktor war in allen berechneten Modellen gering ( $VIF < 3$ ). Um die Robustheit der multiplen Modelle zu erhöhen und die wichtigsten Variablen zu identifizieren, wurden mit Hilfe der „dredge“-Funktion aus dem Paket „MuMIn“ (BARTON 2020) alle möglichen Variablenkonstellationen getestet, die resultierenden Modelle getestet und das beste Modell mit Hilfe des Informationskriteriums identifiziert.

Als Maß für die Modellgüte wurde jeweils die Fläche unter der Kurve („area under the curve“, AUC) berechnet (FIELDING & BELL 1997). Darüber hinaus wurde die durch die Modelle erklärte Varianz berechnet. Dabei wurde zwischen dem „marginal“ und „conditional“ Bestimmtheitsmaß unterschieden ( $R^2_{\text{marginal}}$  [ $R^2_m$ ]: nur durch fixe Effekte erklärte Varianz;  $R^2_{\text{conditional}}$  [ $R^2_c$ ] = sowohl durch fixe als auch durch zufällige Effekte erklärte Varianz). Die Berechnung der Bestimmtheitsmaße erfolgte mit Hilfe der Funktion „r.squaredGLMM“ (NAKAGAWA et al. 2017).

## 2.3 Ergebnisse

### Vegetationsentwicklung

Die HK „Dünengrasland“ und „Salzwiesen“ waren die Habitatkomplexe mit der räumlich größten Ausdehnung innerhalb der Küstenvegetation der niedersächsischen Wattenmeerinseln. Sie vereinigten mit Anteilen von 24-27% der Gesamtfläche auf sich die größten Flächenanteile in der betrachteten Inselkulisse (Abb. 2-3). Mit einem Anteil von etwa 20% sind Strände und Wattflächen der drittgrößte HK. Mit jeweils zwischen 5-10% an der betrachteten Gesamtfläche folgten landwirtschaftlich genutzte Grünlandflächen sowie die Dünengebüsche. Alle weiteren HK nahmen vergleichsweise geringe Flächenanteile ein.

Hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung über den beobachteten Zeitraum von 20 Jahren konnten vor allem die HK „Dünengrasland“, „Dünengebüsch“ und „Salzwiese“ vergleichsweise größere, wenn auch keine bedeutsamen Flächenzuwächse verzeichnen. Beim Dünengrasland lag der Zuwachs von 1997 bis 2004 bei etwa 380 ha, wengleich die Fläche bis 2016 wieder etwas zurückging auf insgesamt 2.481 ha. Salzwiesen nahmen 1997 eine Fläche von rund 2.330 ha ein. Bis 2016 vergrößerten sich die Salzwiesenbereiche um 343 ha. Die Gesamtfläche mit Dünengebüschen wuchs im betrachteten Zeitraum um 235 ha an, was einem Anteil von ca. 2% entspricht. Von 1997 bis 2016 nahm in stetigem, aber geringem Umfang auch der Habitatkomplex der Gehölze (GH) um insgesamt 87 ha zu.

Den größten Rückgang mit einem Flächenverlust von gut 100 ha mussten die Röhrichte der Dünentäler (RD) hinnehmen (Abb. 2-3). Offene Bodenbereiche wie Sand- und Wattflächen (SF) gingen ebenfalls zurück.

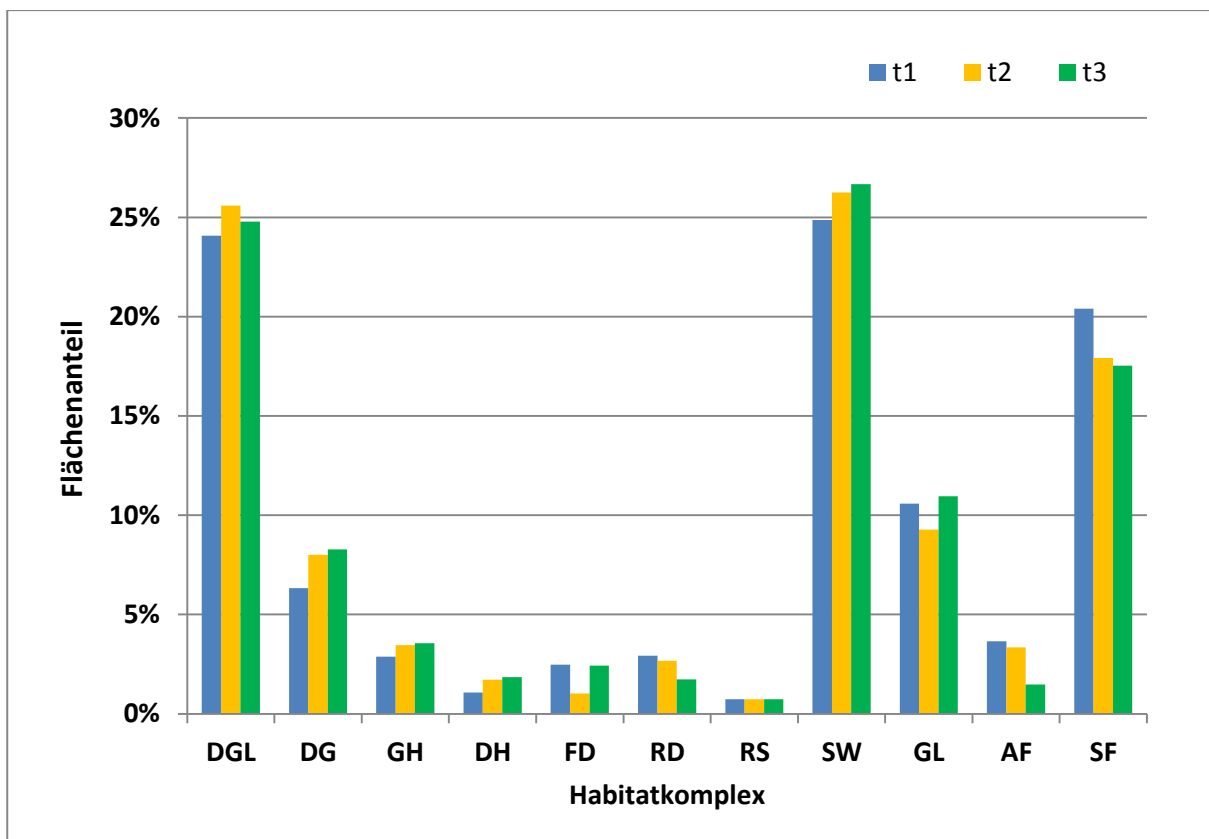


Abb. 2-3: Verteilung der Vegetation auf den Ostfriesischen Inseln (ohne Memmert) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer als Vergleich der Flächenanteile der Habitatkomplexe (Prozent/Gesamtfläche des UG) basierend auf den Daten der TMAP-Vegetationskartierungen 1997 (t1), 2004 (t2) und 2016 (t3). Kürzel der Habitatkomplexe: DGL = Dünen Grasland, DG = Dünen gebüsch, GH = Gehölze, DH = Dünen heide, FD = Feuchtes Dünen tal, RD = Röhricht der Dünen täler, RS = Röhricht der Salzwiesen, SW = Salzwiese, GL = Grünland, AF = anthropogene Flächen, SF = Sonstige Flächen (Sand-/Wattflächen, Stillgewässer).

### Nistplatz-Präferenzen

Die Habitatzusammensetzung in den Nestbereichen und Zufallspunkten wies in allen drei Zeiträumen Unterschiede in Bezug auf die Brutplatzpräferenzen der Kornweihen auf (Abb. 2-4, Tab. 2-1). Innerhalb der Kornweihen-Nestbereiche dominierten vor allem Dünengebüsche, Röhrichte der Dünentäler sowie Dünengrasland. In den ersten beiden betrachteten Zeiträumen waren die Flächenanteile von Dünengebüschen und Düentalröhrichten in den Nestbereichen signifikant größer als in den Zufallspunkten. Im jüngsten Zeitraum waren Düentalröhrichte nur noch in geringem Umfang in den Nestbereichen vertreten. Im Gegensatz dazu stieg der Anteil Feuchter Düentäler in den Nestbereichen an. Waldartige Strukturen (GH) waren in den Nestbereichen lediglich kleinflächig zu finden, so dass weder eine Meidung noch Bevorzugung zu erkennen ist. Allerdings war zumindest im ersten Zeitraum die Distanz zwischen Nestbereichen und Gehölzen signifikant geringer als an den Zufallspunkten (Tab. 2-1, Anhang Abb. A2-2). Obwohl das Dünengrasland innerhalb der Nestbereiche am stärksten vertreten war, so war in allen Zeiträumen der Anteil dieses HK in den Nestbereichen im Vergleich zu den Zufallspunkten signifikant kleiner. Im Zeitraum t3 haben sich die Präferenzen für bestimmte Habitatkomplexe in den Nestbereichen verändert, was wahrscheinlich an der verbliebenen sehr kleinen Stichprobe liegt und belastbare Aussagen erschwert. Bei allen weiteren Habitatkomplexen sowie der Distanz zu anthropogenen Flächen und der Habitatheterogenität konnten keine Unterschiede zwischen den beiden Stichproben ermittelt werden (siehe Anhang A2-2, A2-3).

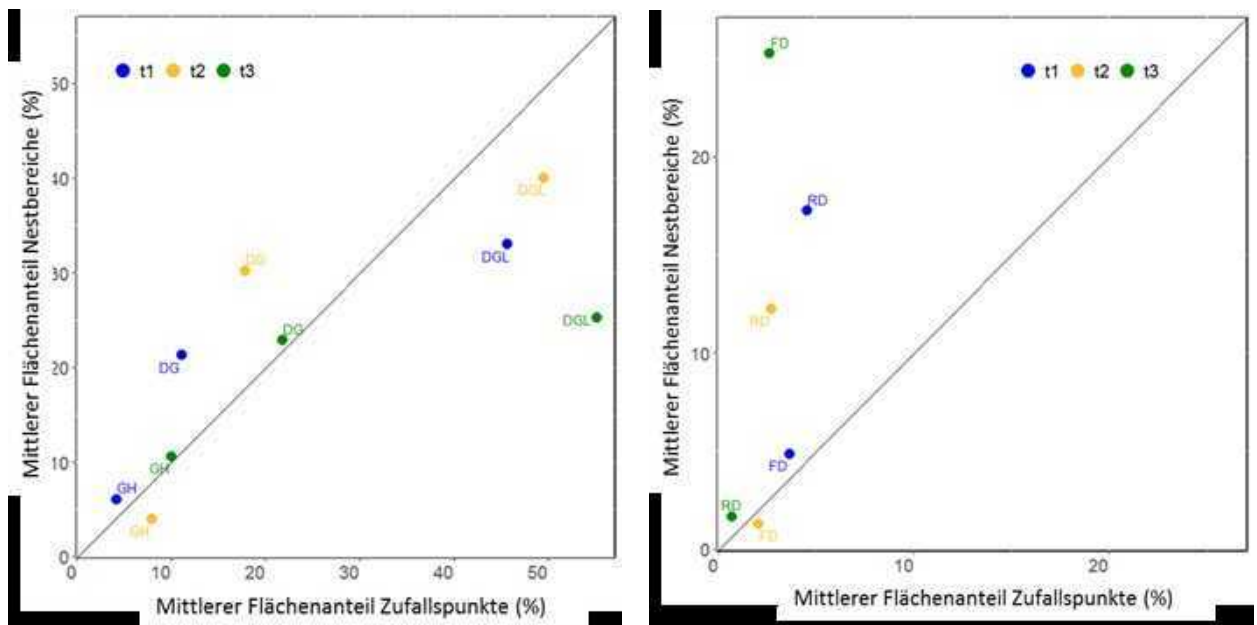


Abb. 2-4: Mittlerer Flächenanteil (%) der Habitatkomplexe Dünengebüsch (DG), Dünengrasland (DGL) und Gehölze (GH) sowie Röhricht der Düentäler (RD) und Feuchtes Düental (FD) innerhalb der Kornweihen-Nestbereiche gegenüber den Zufallspunkten für die jeweiligen Zeiträume t1 (1996-1998), t2 (2003-2005) und t3 (2015-2017).

Tab. 2-1: Mittlere Flächenanteile (%) verschiedener Habitatkomplexe ( $\pm$  SD), Habitatheterogenität ( $H'$ ), Distanz zu Gehölzen und anthropogenen Flächen in Nestbereichen und Zufallspunkten für die Zeiträume t1 (1996-1998), t2 (2003-2005), t3 (2015-2017) auf den Ostfriesischen Inseln. (Abkürzungen der Habitatkomplexe siehe Abb. 2-3).

Zeitraum	Habitatkomplex (%)	Nestbereich	Zufallspunkt	$p$	
<b>t1</b>	<b>DGL</b>	<b>33,03 (<math>\pm</math>34,60)</b>	<b>45,60 (<math>\pm</math>39,82)</b>	<b>0,027</b>	<b>*</b>
<b>t1</b>	<b>DG</b>	<b>21,32 (<math>\pm</math>32,81)</b>	<b>11,04 (<math>\pm</math>23,99)</b>	<b>0,002</b>	<b>***</b>
t1	GH	6,13 ( $\pm$ 18,87)	4,17 ( $\pm$ 15,39)	0,099	
t1	DH	3,39 ( $\pm$ 14,65)	2,80 ( $\pm$ 13,62)	0,965	
t1	FD	4,87 ( $\pm$ 17,32)	3,62 ( $\pm$ 13,07)	0,285	
<b>t1</b>	<b>RD</b>	<b>17,26 (<math>\pm</math>34,76)</b>	<b>4,49 (<math>\pm</math>18,78)</b>	<b>0,001</b>	<b>***</b>
t1	RS	1,10 ( $\pm$ 4,54)	0,61 ( $\pm$ 4,83)	0,080	
<b>t1</b>	<b>SW</b>	<b>2,94 (<math>\pm</math>14,59)</b>	<b>8,37 (<math>\pm</math>25,15)</b>	<b>0,030</b>	<b>*</b>
t1	GL	4,39 ( $\pm$ 19,48)	4,61 ( $\pm$ 18,10)	0,334	
t1	AF	1,93 ( $\pm$ 7,36)	2,22 ( $\pm$ 8,59)	0,809	
<b>t1</b>	<b>SF</b>	<b>3,64 (<math>\pm</math>12,50)</b>	<b>11,84 (<math>\pm</math>26,71)</b>	<b>0,012</b>	<b>**</b>
t1	Distanz zu anthrop. Flächen (km)	0,13 ( $\pm$ 0,12)	0,27 ( $\pm$ 0,44)	0,066	
<b>t1</b>	<b>Distanz zu Gehölzen/Wald (km)</b>	<b>0,16 (<math>\pm</math>0,21)</b>	<b>0,34 (<math>\pm</math>0,49)</b>	<b>0,014</b>	<b>**</b>
t1	Habitatheterogenität ( $H'$ )	0,48 ( $\pm$ 0,36)	0,43 ( $\pm$ 0,36)	0,179	
<b>t2</b>	<b>DGL</b>	<b>40,04 (<math>\pm</math>34,77)</b>	<b>49,47 (<math>\pm</math>33,87)</b>	<b>0,069</b>	
<b>t2</b>	<b>DG</b>	<b>30,25 (<math>\pm</math>33,84)</b>	<b>17,79 (<math>\pm</math>25,74)</b>	<b>0,008</b>	<b>**</b>
t2	GH	4,01 ( $\pm$ 11,86)	7,93 ( $\pm$ 21,88)	0,996	
t2	DH	9,55 ( $\pm$ 21,83)	6,33 ( $\pm$ 16,04)	0,731	
t2	FD	1,32 ( $\pm$ 7,46)	2,02 ( $\pm$ 11,17)	0,993	
<b>t2</b>	<b>RD</b>	<b>12,25 (<math>\pm</math>28,27)</b>	<b>2,68 (<math>\pm</math>12,25)</b>	<b>0,000</b>	<b>***</b>
t2	RS	1,39 ( $\pm$ 11,51)	0,35 ( $\pm$ 2,72)	0,795	
t2	SW	0	6,17 ( $\pm$ 20,44)	0,000	<b>***</b>
t2	GL	0	1,80 ( $\pm$ 12,39)	0,156	
<b>t2</b>	<b>AF</b>	<b>0,42 (<math>\pm</math>1,53)</b>	<b>2,70 (<math>\pm</math>10,85)</b>	<b>0,026</b>	<b>*</b>
t2	SF	0,77 ( $\pm$ 5,03)	2,76 ( $\pm$ 13,16)	0,631	
t2	Distanz zu anthrop. Flächen (km)	0,14 ( $\pm$ 0,37)	0,25 ( $\pm$ 0,60)	0,896	
t2	Distanz zu Gehölzen/Wald (km)	0,27 ( $\pm$ 0,61)	0,36 ( $\pm$ 0,70)	0,280	
t2	Habitatheterogenität ( $H'$ )	0,20 ( $\pm$ 0,12)	0,19 ( $\pm$ 0,13)	0,641	
<b>t3</b>	<b>DGL</b>	<b>25,25 (<math>\pm</math>34,41)</b>	<b>55,15 (<math>\pm</math>35,75)</b>	<b>0,045</b>	<b>*</b>
t3	DG	22,94 ( $\pm$ 37,21)	21,76 ( $\pm$ 28,82)	0,708	
t3	GH	10,60 ( $\pm$ 17,24)	9,98 ( $\pm$ 23,66)	0,527	
t3	DH	4,82 ( $\pm$ 7,62)	6,27 ( $\pm$ 15,03)	0,187	
<b>t3</b>	<b>FD</b>	<b>25,25 (<math>\pm</math>30,97)</b>	<b>2,57 (<math>\pm</math>7,43)</b>	<b>0,021</b>	<b>*</b>
t3	RD	1,70 ( $\pm$ 5,62)	0,65 ( $\pm$ 2,79)	0,969	
t3	RS	0	0		
t3	SW	6,06 ( $\pm$ 20,10)	2,07 ( $\pm$ 7,68)	0,603	
t3	GL		0,15 ( $\pm$ 0,71)	0,520	
t3	AF	0,78 ( $\pm$ 1,78)	1,24 ( $\pm$ 3,43)	0,859	
t3	SF	2,60 ( $\pm$ 8,61)	0,17 ( $\pm$ 0,78)	0,612	
t3	Distanz zu anthrop. Flächen (km)	0,99 ( $\pm$ 1,50)	0,09 ( $\pm$ 0,22)	0,134	
t3	Distanz zu Gehölzen/Wald (km)	1,15 ( $\pm$ 1,94)	0,33 ( $\pm$ 0,58)	0,576	
t3	Habitatheterogenität ( $H'$ )	0,16 ( $\pm$ 0,11)	0,16 ( $\pm$ 0,13)	0,985	

Unterschiede zwischen Nestbereichen und Zufallspunkten wurden mittels Mann-Whitney U Test getestet. Signifikanzlevel: n.s.  $p > 0,05$ , \*  $p \leq 0,05$ , \*\*  $p \leq 0,01$ , \*\*\*  $p \leq 0,001$

Basierend auf den Ergebnissen der Modellanalyse (GLMM) steigt in den ersten beiden Zeiträumen die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen von Kornweihen-Nestbereichen mit der Verfügbarkeit von Dünengebüsch signifikant an (Tab. 2-2, 2-3, 2-4). Für die Zeiträume t1 und t2 gilt dies auch für Dünentalröhrichte. Im letzten Zeitraum spielen die Röhrichte der Dünentäler keine Rolle mehr, jedoch steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen-Nester mit dem Flächenangebot Feuchter Dünentäler signifikant an. Bei der Interpretation dieses Ergebnisses ist die geringe Stichprobengröße im Zeitraum t3 zu beachten. Darüber hinaus steigt zumindest im ersten Zeitraum das Vorkommen von Nestbereichen mit zunehmender Distanz zu waldartigen Vegetationsstrukturen.

Tab. 2-2: Ergebnisse der GLMM Analyse für den Zeitraum t1 (1996-1998, binomiale Antwortvariable: Nestbereich [n = 78] vs. Zufallspunkt [n = 156]): Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen- Nestbereichen in Abhängigkeit der Flächengröße der verschiedenen Habitatkomplexe, Distanz zu Gehölzen und anthropogenen Flächen sowie zur Habitatheterogenität auf den Ostfriesischen Inseln.

<b>Variable (HK)</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std. Error</b>	<b>z-value</b>	<b>P</b>
(Intercept)	-0,648	0,217	-2,985	0,003
Dünengebüsch	0,014	0,005	2,819	0,005
Röhricht der Dünentäler	0,016	0,005	2,987	0,003
Sonstige Flächen	-0,013	0,009	-1,382	0,167
Distanz zu Gehölzen (km)	-1,478	0,574	-2,574	0,01

Insel diente als Zufallsvariable. Nur die signifikanten Parameter sind angegeben. Die Variablen Röhricht der Salzwiesen, Grünland, Dünenheide und Salzwiesen wurden von der Modellanalyse ausgeschlossen, da sie in weniger als 10% der Nestbereiche vorkamen. Modellgüte AUC: 0,72; R<sup>2</sup>m: 0.27, R<sup>2</sup>c: 0.27. Signifikanzlevel: n.s. P > 0.05, \* P ≤ 0.05

Tab. 2-3: Ergebnisse der GLMM Analyse für den Zeitraum t2 (2003-2005, binomiale Antwortvariable: Nestbereich [n = 72] vs. Zufallspunkt [n = 144]): Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen- Nestbereichen in Abhängigkeit der Flächengröße der verschiedenen Habitatkomplexe, Distanz zu Gehölzen und anthropogenen Flächen sowie zur Habitatheterogenität auf den Ostfriesischen Inseln.

<b>Variable</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std. Error</b>	<b>z-value</b>	<b>P</b>
(Intercept)	-1,355	0,311	-4,361	0
Dünengebüsch	0,019	0,006	3,135	0,002
Röhricht der Dünentäler	0,023	0,008	3,015	0,003
Sonstige Flächen	-0,019	0,028	-0,666	0,505
Distanz zu Gehölzen (km)	-0,053	0,25	-0,211	0,833

Insel diente als Zufallsvariable. Nur die signifikanten Parameter sind angegeben. Die Variablen Röhricht der Salzwiesen, Grünland, Feuchtes Dünental und anthropogene Flächen wurden von der Modellanalyse ausgeschlossen, da sie in weniger als 10% der Nestbereiche vorkamen. Modellgüte AUC: 0,69; R<sup>2</sup><sub>m</sub>: 0.09, R<sup>2</sup><sub>c</sub>: 0.09. Signifikanzlevel: n.s. P > 0.05, \* P ≤ 0.05

Tab. 2-4: Ergebnisse der GLMM Analyse für den Zeitraum t3 (2015-2017, binomiale Antwortvariable: Nestbereich [n = 11] vs. Zufallspunkt [n = 22]): Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen-Nestbereichen in Abhängigkeit der Flächengröße der verschiedenen Habitatkomplexe, Distanz zu Gehölzen und anthropogenen Flächen sowie zur Habitatheterogenität auf den Ostfriesischen Inseln.

Variable	Estimate	Std. Error	z-value	P
(Intercept)	-5,977	3,552	-1,683	0,092
Dünengebüsch	0,036	0,024	1,467	0,142
Feuchtes Düental	0,097	0,046	2,111	0,035
Distanz zu Gehölzen (km)	2,663	1,641	1,622	0,105

Insel diente als Zufallsvariable. Nur die signifikanten Parameter sind angegeben. Die Variablen Röhricht der Salzwiesen, Grünland, Röhricht der Düentaler und sonstige Flächen wurden von der Modellanalyse ausgeschlossen, da sie in weniger als 10% der Nestbereiche vorkamen. Modellgüte AUC: 0,95; R<sup>2</sup>m: 0.56, R<sup>2</sup>c: 0.71. Signifikanzlevel: n.s. P > 0.05, \* P ≤ 0.05

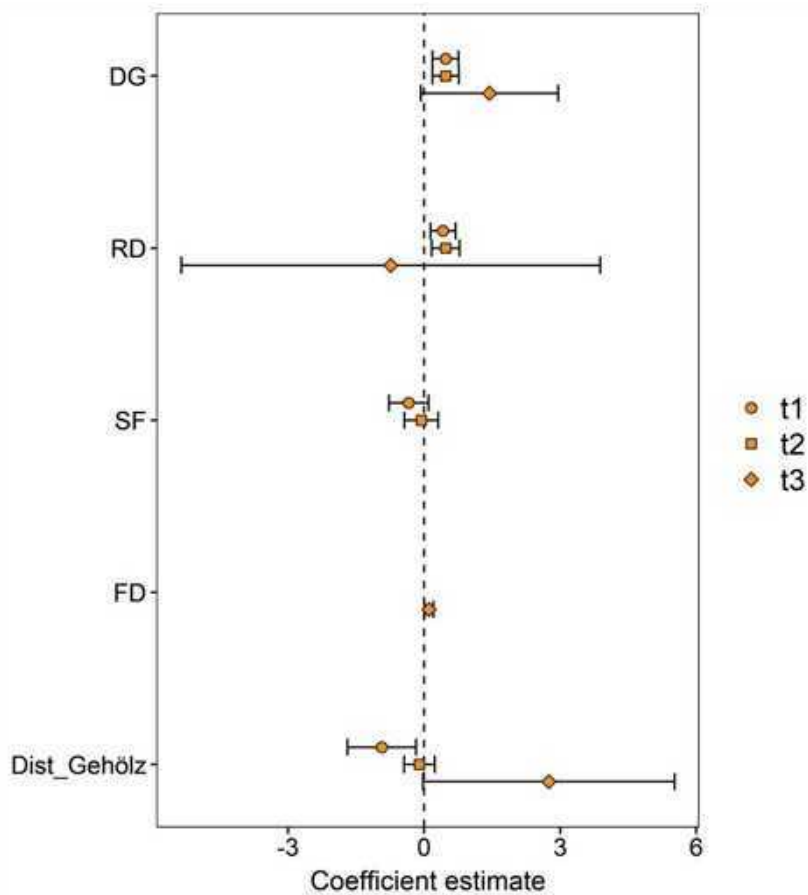


Abb. 2-5: Verhältnis zwischen Vorkommenswahrscheinlichkeit von Kornweihen-Nestbereichen und Habitatkomplexen auf Basis der GLMM-Ergebnisse. Prädiktoren wurden standardisiert (zentriert und skaliert), zur Vergleichbarkeit ihrer Effektgrößen. Habitatkomplexe: DG – Dünengebüsch, RD - Röhricht der Düentaler, SF – Sonstige Flächen, FD – Feuchtes Düental, Dist\_Gehölz – Distanz zu Gehölzen/waldartigen Strukturen.

In den ersten beiden betrachteten Zeiträumen ( $t_1 + t_2$ ) zeigten Kornweihen eine eindeutige Bevorzugung von Dünengebüsch und Dünentalröhrichtern zur Anlage ihrer Nestbereiche (Abb. 2-5). Im letzten Zeitraum ( $t_3$ ) verschob sich ihre Nestbereich-Präferenz hin zu Vegetationsstrukturen der Feuchten Dünentäler. Insbesondere bei der Interpretation der Ergebnisse des jüngsten Zeitraumes ist die geringe Stichprobengröße bei den Nestbereichen zu beachten. Dennoch sind die Modellgüte (AUC: 0,69 - 0,95) sowie die erklärte Varianz in den Daten ( $R^2$ : 0,09 - 0,71) für alle drei Modelle als gut bis akzeptabel einzustufen.

## 2.4 Diskussion

Unsere Auswertungen zur Vegetationsentwicklung auf den Ostfriesischen Inseln inklusive der unbewohnten Insel Mellum zeigen, dass sich in dem untersuchten Zeitraum von 20 Jahren (1997-2016) die verschiedenen Habitatkomplexe räumlich dynamisch veränderten, wenn auch nicht in bedeutsamem Ausmaß. Die weiträumig offenen Dünengrasländer bildeten trotz leicht fluktuierender Flächenzunahmen und -verluste weiterhin den größten Habitatkomplex. Strände und Wattflächen (SF) schießen innerhalb der betrachteten Flächenkulisse einen Teil ihrer Areale eingebüßt zu haben zugunsten von Salzwiesenzuwächsen. Sie dominierten zusammen mit den Dünengrasländern die natürlichen Lebensräume der Wattenmeerinseln (POTT 1995, PETERSEN & POTT 2005). Auch wenn sich in dem eher kurzen Betrachtungszeitraum kein tiefgreifender Wandel in der Zusammensetzung der Vegetationsstruktur vollzogen hat, so lassen sich hinsichtlich der Sukzessionsprozesse dennoch Tendenzen in Richtung fortgeschrittener Entwicklungsstadien beobachten. Die Ausbreitung gehölzdominierter Vegetationsbestände in Form von Dünengebüsch, Dünenheiden und Bäumen bzw. Dünenwäldern setzte sich weiter fort (ISERMANN & CORDES 1992, LAMMERTS et al. 2009). Im Gegensatz dazu verloren vor allem die Dünentalröhrichte als Bestandteil feuchter Dünentäler zunehmend an Fläche, teilweise aufgrund von Verdrängung durch Gehölze (VON DRACHENFELS 2024). Auch wenn die Dünentalvegetation schon immer selten und nur kleinflächig verbreitet war und ist, zeigt ein Vergleich mit Vegetationsdaten aus den 1940er Jahren, dass der Anteil vor etwa 80 Jahren, als Dünentäler durch Beweidung, Plaggenhieb, Brennholzeinschlag und sporadische Salzwassereinbrüche infolge von Sturmfluten offen gehalten wurden, um ein Vielfaches höher war (PETERSEN & POTT 2005, VON DRACHENFELS 2024). Infolge dieser anhaltenden Störungen kam es zu einer durch Nährstoffentzug bedingten Degradierung der Vegetation. Konkurrenzschwache Pioniergesellschaften wurden begünstigt, während Dauer- und Terminalstadien wie Weidengebüsch, Heideflächen und Birken-Buschwälder stark zurückgedrängt wurden und sich kaum entwickeln konnten (PETERSEN 2004, PROVOOST et al. 2011). Mit Aufgabe der kulturhistorischen, extensiven Nutzungsformen setzte eine sekundäre Sukzession ein (POTT 1995). Dünengebüsch und -wälder, aber auch Küstenheiden in den Braundünen breiteten sich wieder verstärkt aus (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Mit der Intensivierung weitreichender Küsten-

schutzmaßnahmen (u.a. Abriegelung von Dünentälern durch massive Schutzdünenwälle) wird die Neubildung salzbeeinflusster, feuchter Dünentäler und ihrer weitgehend gehölzfreien Vegetationsausprägungen heutzutage vor allem durch die starke Einschränkung der natürlichen Morphodynamik weitgehend unterbunden. Das wiederum begünstigt die Ausdehnung alter Sukzessionsstadien wie Birken- und Weidengebüsche bzw. Buschwälder, was sich durch die vorhandenen anthropogenen Anpflanzungen standortfremder Gehölzarten (v.a. Kiefern *Pinus* spp., Kartoffelrose *Rosa rugosa*, Schwarzerle *Alnus glutinosa*, Pappelarten *Populus* spp.) und deren natürliche Ausbreitung durch generative und/oder vegetative Vermehrung noch verstärkt (PROVOOST et al. 2011). Diese waldartigen Vegetationsbestände zeigen erhöhte Transpirationsraten, so dass durch Grundwasserabsenkungen infolge eines steigenden Bodenwasserverbrauchs durch die Pflanzen selbst und zusätzlich durch eine verstärkte Gewinnung von Trinkwasser zur Versorgung der Inselbevölkerung und Touristen sowie durch Wassermangel in der Vegetationsperiode durch klimatische Veränderungen ein weiteres Austrocknen der feuchten Dünentäler begünstigt wird (BAKKER 1990, WESTHOFF 1990, GROOTJANS et al. 1998, PETERSEN 2000, PETERSEN et al. 2001, DE GROOT et al. 2017). An der zunehmenden Verbuschung der Küstendünen infolge des Sukzessionsprozesses sind zum einen die heimischen Arten wie z.B. Weißdorn *Crataegus* spp., Hunds-Rose *Rosa canina*, Eberesche *Sorbus aucuparia*, Kriechweide *Salix repens* und Sanddorn *Hippophae rhamnoides* beteiligt (ISERMANN et al. 2007). Problematisch ist jedoch, dass die Verbuschung durch neophytische Gehölzarten wie insbesondere die Kartoffelrose *Rosa rugosa* und die Späte Traubenkirsche *Prunus serotina* massiv voranschreitet (ISERMANN 2008a, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, LENSINK et al. 2015, BUETTGER et al. 2017, REIFF et al. 2019). Diese stark invasiv auftretenden Pflanzen verdrängen die natürliche Dünenvegetation und bilden (z.B. auf Wangerooge und Spiekeroog) großflächige Dominanzbestände (NATTER 2015, REIFF et al. 2019, PRINZ 2022). Der steigende Eintrag von atmosphärischem Stickstoff beschleunigt zusätzlich die Sukzessionsraten hin zu produktiveren, höherwüchsigen Pflanzengesellschaften, so dass auch dadurch Dünengebüsch und -wälder begünstigt werden (BOBBINK et al. 1998, ESSINK et al. 2005, PROVOOST et al. 2011). Dies hat zur Folge, dass ursprünglich artenreiche Dünengrasländer zunehmend vergrasen aufgrund der Einwanderung hoher, konkurrenzstarker Gräser (v.a. *Carex arenaria*, *Deschampsia flexuosa*, *Molinia caerulea*, *Calamagrostis epigejos*) (TEN HARKEL MATTHIJS & VAN DER MEULEN 1996, KOOIJMAN et al. 1998, KETNER-OOSTRA & SÝKORA 2000, KIEHL & ISERMANN 2007). Auch die Ausbreitung des stickstoffbindenden Sanddorns beeinflusst die Entwicklung der Bodenbildung und damit den Vegetationswandel (ISERMANN et al. 2007). Konkurrenz um Licht und Platz ersetzt dann die Konkurrenz um Nährstoffe (WESTHOFF 1991, REMKE et al. 2009). Die terrestrischen Lebensräume der Wattenmeerinseln sind also eingebettet in ein komplexes Wirkungsgefüge, in dem die natürlichen, hochdynamischen Kräfte zuweilen stark eingeschränkt sind, gleichzeitig aber die anthropogenen Einflüsse kumulativ wirken können (LAMMERTS et al. 2009).

Die Ergebnisse dieser Auswertung zeigen, dass in den drei beobachteten Zeiträumen die Habitatkomplexe Dünengebüsch, Röhricht der Dünentäler und Dünengrasland die größten Anteile innerhalb der Nestbereiche von Kornweihen einnahmen. Einzig im jüngsten Zeitraum (2015-2017) war der Anteil der Feuchten Dünentäler deutlich höher gegenüber dem Röhricht der Dünentäler. Hier hat sich, möglicherweise aufgrund des erkennbaren Rückgangs der Düentalröhrichte, die Nestbereich-Präferenz in einen räumlich angrenzenden Habitatkomplex verschoben. Zu beachten ist jedoch die geringe Stichprobengröße bei den Kornweihen-Nestbereichen im letzten Zeitraum, die statistisch abgesicherte Ergebnisse nur bedingt zulässt. Durch den starken Rückgang der Brutpaarzahlen haben sich die letzten verbliebenen Kornweihen-Paare vermutlich in die potentiell besten Kernbereiche der Inseln zurückgezogen. Obwohl das Dünengrasland einer der dominierenden Habitattypen auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln ist, war der wichtigste Prädiktor für das Vorkommen von Kornweihen-Nestern ein flächiges Angebot von Dünengebüschen (v.a. Sanddorn, Kriechweide, Hunds- und Kartoffelrose), gefolgt von Düentalröhrichten (v.a. feuchte Schilf-, Seggen- und Reitgrasbestände). Der Effekt von höheren Baumstrukturen/Wäldern in den Nestbereichen war eher indifferent. Es zeigte sich aber eine Tendenz, dass sich die Nestbereiche in weiterer Entfernung von höheren Gehölzen befanden.

Kornweihen-Nestbereiche in den weitgehend natürlichen Lebensräumen der Wattenmeerinseln zeichnen sich durch gebüschreiche, in der Höhe divers jedoch nicht zu hoch strukturierte und zum Teil sehr dichte Vegetationsbestände mit einer gewissen Bodenfeuchte aus, die im Übergangsbereich von trockenen Dünengrasländern zu feuchten Düentalern liegen (Abb. 2-6). Obwohl Kornweihen bei der Wahl ihrer Nestbereiche Dünengrasländer nicht unmittelbar bevorzugen, so ist in einem Großteil der Nestbereiche immer auch ein Anteil dieses Habitatkomplexes zu finden. An Nestbereiche angrenzende offene Dünenflächen bieten nicht nur geeignete Nahrungshabitate in Nestnähe (SCHRÖDER et al. 2010), sondern auch einen guten Überblick über den Nestbereich. Kornweihen-Weibchen sitzen in Brutpausen oftmals auf den Dünenkuppen und beobachten ihren Nestbereich, um frühzeitig potentielle Nestprädatoren wie z.B. Rabenkrähen (*Corvus corone*), Silbermöwen (*Larus argentatus*), Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) zu bemerken (EIGENE BEOB. , WATSON 2010, KÄMPFER et al. 2023).

Auch wenn Kornweihen als Greifvögel an höheren Positionen der Nahrungskette stehen, können ihre Nistplätze am Boden in besonderem Maße von Prädation bedroht sein (PICOZZI 1984, MARTIN 1993a, SIMMONS 2000, BAINES & RICHARDSON 2013). Studien an verschiedensten bodenbrütenden Vogelarten haben gezeigt, dass gut versteckte Nester weniger anfällig sind für Prädationsereignisse (FILLIATER et al. 1994, NEWTON 1998, FLASPOHLER et al. 2000, THYEN & EXO 2005, KÄMPFER et al. 2023). Da Prädation die Hauptursache für Gelege- und Kükenverluste ist (RICKLEFS 1969), sollte es eine starke Selektion für Nistplatzmerkmale geben, die das Prädationsrisiko deutlich reduzieren, um das eigene Überleben sowie den Bruterfolg zu sichern (MARTIN 1993b). Kornweihen erreichen das durch die Wahl von Nist-

plätzen in dichten Dünengebüschen mit oftmals hohen Anteilen von Sanddorn und Kartoffelrose in den eher trockeneren, höher gelegenen Dünen(-hängen) oder in dichten Kriechweidenbeständen in Kombination mit Dünentalröhrichtern mit zunehmender Bodenfeuchte im Übergang von trockenen Dünen zu feuchten bis nassen Dünentälern (Abb. 2-6). Solche schwer zu durchdringenden Vegetationsstrukturen bieten ein hohes Maß an Schutz vor Beutegreifern sowohl aus der Luft als auch vor Raubsäugern am Boden. Gleichzeitig sind die Gelege, das brütende Weibchen und die Küken vor Witterungseinflüssen wie Wind, Niederschlag und erhöhter Sonneneinstrahlung geschützt (HEENAN 2013, KÄMPFER et al. 2022).

Die Präferenz von Kornweihen für solche mosaikartig gegliederten Nestbereiche mit dichter, aber nicht zu hoher Vegetation wurde in mehreren Studien belegt (VAN DER WAL et al. 1999, KLAASSEN et al. 2006, FELDT 2010, BLESSING 2018), wenngleich andere Pflanzen oder Pflanzengesellschaften solche präferierten Strukturen bilden können und sich so ein insgesamt breites Spektrum verschiedener Habitattypen als potentiell Brutlebensraum ergibt. Eine aktuelle Studie aus Spanien konnte zeigen, dass Kornweihen natürliche, halboffene Gebüschlandschaften, aber insbesondere auch landwirtschaftliche Flächen (v.a. Getreidefelder) nutzten. Diese Nutzung variierte mit dem Breitengrad, wobei im Norden natürliche Vegetation der Halboffenlandschaften als Nistplatz gewählt wurde und im Süden Getreidefelder, was die Autoren auf die Verfügbarkeit unterschiedlicher Lebensräume in verschiedenen Teilen Spaniens zurückzuführen (MAESO et al. 2024). In Schottland brüten Kornweihen bevorzugt in Besenheide (*Calluna vulgaris*) dominierten Moorheiden, ebenfalls mit einem hohen Gebüschanteil (REDPATH et al. 1998, GEARY et al. 2018). In Irland werden zudem auch junge, 3-12-jährige Koniferenanpflanzungen mit dichtem, krautigem Unterwuchs als Brut- und Nahrungshabitat genutzt (O'DONOGHUE 2010, CARAVAGGI et al. 2019). Allerdings führt das weitere Aufwachsen solcher Aufforstungsflächen hin zu höherwüchsigen Wäldern mit geschlossenem Blätterdach zu ungeeigneten Nisthabitaten und begrenzten Nahrungsmöglichkeiten (MADDERS 2003, WILSON et al. 2012, CARAVAGGI et al. 2020). Die Autoren prognostizieren, dass die Aufforstung dieser Heidekraut und Gebüsch geprägten Moorlandschaften im irischen Hochland zu einem Rückgang von Kornweihen-Brutpaarzahlen und Bruterfolg führen wird (WILSON et al. 2012, CARAVAGGI et al. 2019). Die durch fehlende natürliche Dynamik, Wassermangel und erhöhten Nährstoffeintrag fortschreitende Sukzession in den Dünenlandschaften der Wattenmeerinseln hin zu waldartigen Lebensräumen kann vor diesem Hintergrund ebenso dazu geeignet sein, die bisherigen Kornweihen-Brut- und Nahrungsgebiete zu entwerten.

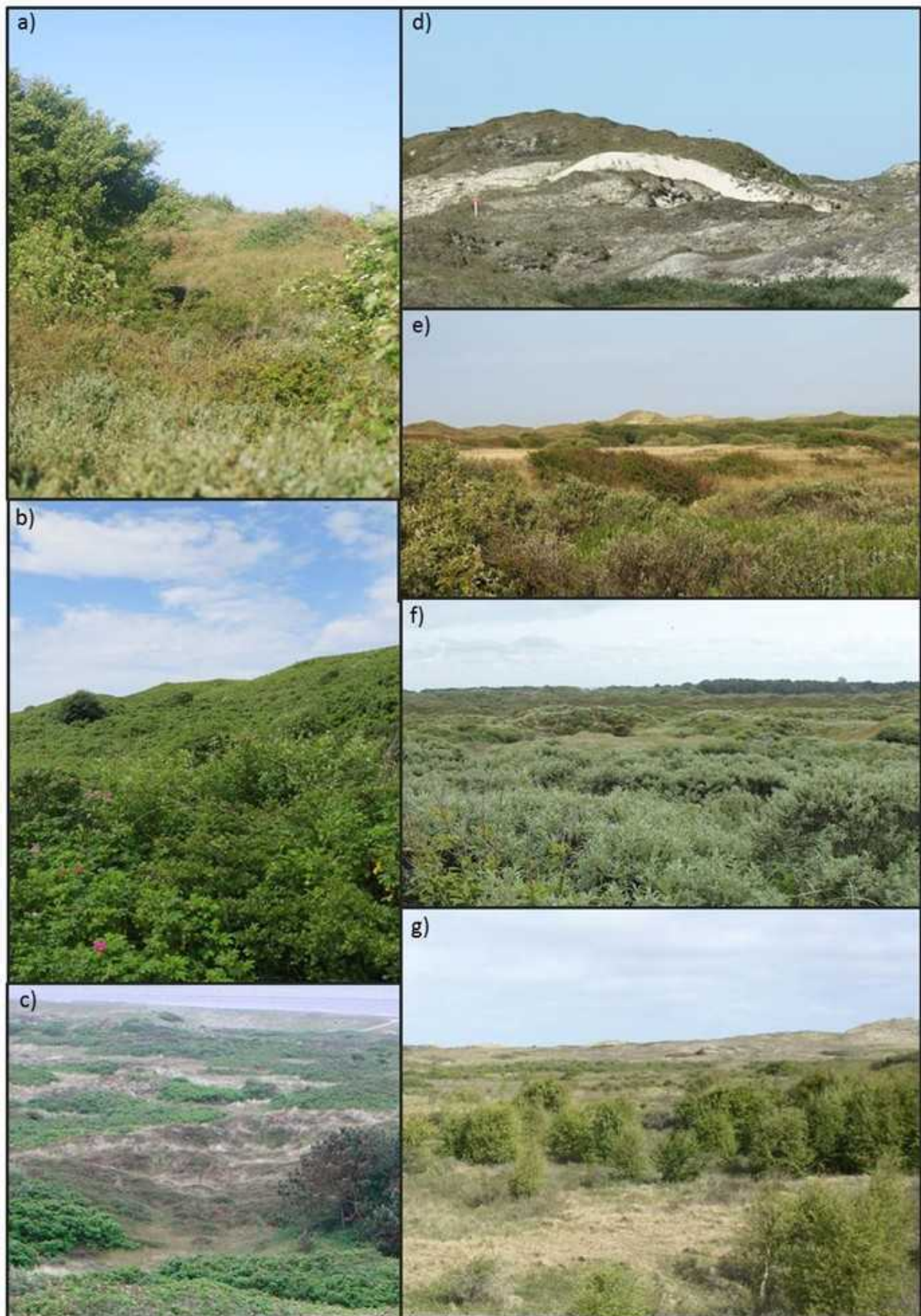


Abb. 2-6: Typische Nisthabitate von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer: a) Langeoog, b+c) Wangerooge, d+e) Norderney, f) Spiekeroog, g) Borkum.

Wahrscheinlich ist ein solcher Negativeffekt eher in einem mittel- bis langfristigen Zeithorizont zu sehen, weil das „Sukzessionstempo“ doch nicht so schnell ist. Denn PETERSEN & POTT (2005) zeigten in einem Vergleich der Inselvegetation in den 1940er Jahren und der 1990er Jahre, dass in diesen 50 Jahren vor allem Gebüsch- und nur in geringerem Umfang auch Waldstrukturen auf den Wattenmeeresinseln um etwa 15% zugenommen haben, bei gleichzeitiger Abnahme der Graudünenflächen um ebenfalls rund 15%. Der Prozess der Gehölzentwicklung setzt sich dennoch fort, auch wenn die von uns ermittelten Zuwächse in dem Betrachtungszeitraum von 20 Jahren nicht substantiell sind.

Trotzdem vollzieht sich auch durch eine langsame Zunahme von Gebüschkomplexen ein fortschreitender Wandel, der durch die verstärkte Ausbreitung invasiver Arten wie z.B. *Rosa rugosa*, *Prunus serotina* und *Rhamnoides hippophae* begünstigt wird (ISERMANN 2008a, ISERMANN 2008b). Eine solche Entwicklung verändert aber nicht generell die von Kornweihen bevorzugten Habitatstrukturen für ihre Nestbereiche. Da es für die Vögel mehr eine Rolle spielt, welche Struktur die Vegetation bildet (Höhe, Dichte, Deckung), unabhängig davon, aus welchen Pflanzenarten sie sich zusammensetzt, können auch aus Naturschutzsicht auf den Inseln problematische Vegetationsbestände wie Kartoffelrosen- oder Sanddorngebüsche sehr geeignete Nistplatzbedingungen bieten. Grundsätzlich kann ein knappes Nistplatz-Angebot die Anzahl von Brutpaaren limitieren (NEWTON 1998, JIMÉNEZ-FRANCO et al. 2018). Wenn Arten aber ein eher breiteres Spektrum an Nistplätzen akzeptieren, wäre es weniger wahrscheinlich, dass sie durch Angebotsengpässe eingeschränkt sind (NEWTON 2013). Da der flächenmäßige Zuwachs an Gebüschflächen ein eher größeres Angebot potentieller, sicherer Nistplätze darstellt, sollte sich dies vielmehr begünstigend auf die Größe des Brutbestands von Kornweihen auswirken.

Ist die Brutpaardichte in einem verfügbaren Lebensraum nicht durch Nistplätze begrenzt, kann das Nahrungsangebot eine restriktive Rolle spielen (NEWTON 2003). Die durch verschiedene Faktoren bedingte Zunahme von Dünengebüschen führt zwar zu einem potentiell größeren Nistplatzangebot, bewirkt aber gleichzeitig auch, dass offene Dünengrasländer, die für Kornweihen das wichtigste Nahrungshabitat auf den Inseln darstellen (KLAASSEN et al. 2006, SCHRÖDER et al. 2010), in ihrer räumlichen Ausdehnung schrumpfen (PROVOOST et al. 2011, BRUNBJERG et al. 2014). Die zunehmende Verbuschung reduziert nicht zwingend die Lebensräume bzw. das Angebot der von Kornweihen bevorzugten Beutetiere v.a. Wühlmäuse und Kaninchen (DE BOER & KLAASSEN 2007, DE BOER et al. 2011, KNIPPING et al. 2014). Vielmehr ist die Beute in höheren und dichteren Vegetationseinheiten nicht mehr für Kornweihen erreichbar und steht damit als potentielles Nahrungsangebot nicht mehr oder in geringerem Maße zur Verfügung (VOSKUHLE et al. 2013, KNIPPING et al. 2014).

Strukturelle Vegetationsveränderungen gehen einher mit einem zusätzlichen Anstieg an Habitaträndern innerhalb der Landschaft (ANDREN 1994). Die Fragmentierung von Landschaften und die damit verbundenen Auswirkungen von Randeffekten können die demografischen Entwicklungen von Bo-

denbrütern negativ beeinflussen (DOUGLAS et al. 2014). SHERIDAN et al. (2020) untersuchten an einer irischen Kornweihen-Brutpopulation, wie sich Habitatfragmentierung und der Einfluss von Randeffekten auf die Nistplatzwahl und den Bruterfolg auswirkten. Sie fanden heraus, dass Kornweihen bevorzugt in Gebieten mit einem hohen Rand-zu-Fläche-Verhältnis nisteten, was jedoch mit einem geringeren Bruterfolg verbunden war. Sie führen die Diskrepanz zwischen der Auswahl der Nistplätze und der Brutleistung auf die hohe Brutorttreue dieser Art zurück und gehen davon aus, dass größere Randstrukturen einen negativen Einfluss auf das Populationswachstum haben können. Auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln schaffen anwachsende Dünengebüsche und waldartige Strukturen ebenso eine Vergrößerung von Habitaträndern bzw. -übergängen sowie zusätzlichen bzw. neuen Lebensraum für ‚typische Waldarten‘, die ursprünglich nicht zum natürlichen Artenspektrum von Wattenmeerinseln zählen, und können als Reservoir für generalistische Prädatoren agieren (ANDREN 1992, KURKI et al. 1998, CARAVAGGI et al. 2019). Dazu gehören beispielsweise Krähenvögel und insbesondere der Habicht (*Accipiter gentilis*), die zwar auf natürlichem Wege die Ostfriesischen Inseln besiedelten, aber erst als Folge anthropogener Eingriffe, insbesondere durch Gehölzanpflanzungen zu Inselfschutzzwecken. Sie sind als regelmäßige Brutvögel mittlerweile auf allen Inseln etabliert (M. SCHULZE-DIEKHOFF, pers. Mitteilung). Beim Habicht liegen die Dichten zudem bereits über den regionalen Durchschnittswerten (STEINMEYER 2014). Das hohe Nahrungsangebot (u.a. Kaninchen *Oryctolagus cuniculus*) für diese Greifvogelart sowie die fortschreitende Entwicklung der Inselwälder machen eine weitere Zunahme der Brutpaarzahlen wahrscheinlich, auch weil die Verfügbarkeit an Nistplätzen zunimmt. Der Habicht besetzt in der Brutvogel- bzw. Greifvogelgemeinschaft die Spitze der Nahrungskette, da er im Lebensraum der Wattenmeerinseln keine natürlichen Feinde hat. Als Top-Prädatör erhöht er damit das Prädationsrisiko für die typischen Küstenvogelarten. Seine Anwesenheit kann das Vorkommen von Arten selbst, sowie die Habitatnutzung von Arten der Brutvogelgemeinschaft beeinflussen (CHAKAROV & KRÜGER 2010, TERRAUBE & BRETAGNOLLE 2018, GLADOW et al. 2024). Bisher gibt es keine Belege dafür, dass Kornweihen Habichten zum Opfer fallen. Dennoch ist davon auszugehen, dass Kornweihen innerhalb der Greifvogelgilde auf den Wattenmeerinseln ein höheres Prädationsrisiko haben und solche Top-Down-Effekte für die Kornweihen-Brutpopulation im Hinblick auf Habitatwahl, Verhalten und Fortpflanzungsleistung von Belang sein können (SERGIO & HIRALDO 2008, MUELLER et al. 2016).

Andere Arten, vor allem Raubsäuger, sind durch menschliche Aktivitäten (z.B. Verbringung von Küstenschutzmaterial, Haustiere, Einführen gebietsfremder Arten zur Bereicherung der Inselfauna) auf die Wattenmeerinseln gelangt (NIEDRINGHAUS et al. 2008, KLEINEKUHLE et al. 2023). Dazu zählen Igel (*Erinaceus europaeus*), Ratten (*Rattus spec.*), Frettchen (*Mustela putorius furo*), (verwilderte) Hauskatzen (*Felis catus*), aber auch der Fuchs (*Vulpes vulpes*), der jedoch auf natürlichem Weg über die Wattflächen die Inseln erreichte (KLEINEKUHLE et al. 2023). Diese Raubsäuger können einen substantiellen direkten (letal) Einfluss auf Bodenbrüter haben und gelten als potentielle Prädatoren von

Kornweihen (AMAR & REDPATH 2002, FLETCHER et al. 2010, CARAVAGGI et al. 2019). Nach dem ökologischen Konzept der „Landscape of fear“ kann jedoch auch die alleinige Anwesenheit bzw. eine entsprechende Dichte potentieller Prädatoren einen wesentlichen Einfluss auf das Verhalten seiner Beutetiere haben, indem ihre Präsenz unter anderem Angst hervorruft und dadurch beispielsweise bereits die Ansiedlung von Brutpaaren mindestens beeinflussen oder sogar verhindern kann (HAKKARAINEN et al. 2001, KRÜGER 2002, LAUNDRÉ et al. 2010). Vor diesem Hintergrund sollte in Betracht gezogen werden, dass Kornweihen in der Lage sein können, die Brutbedingungen innerhalb des Bruthabitats bereits im Vorfeld zu antizipieren und auf dieser Grundlage für oder gegen die Besetzung eines Nistplatzes bzw. die Zeitigung eines Geleges zu entscheiden (BLEICHER 2017).

KNIPPING & STAHL (2018) konnten im Rahmen eines langjährigen Bruterfolgsmonitorings zeigen, dass der Schlupf- und Bruterfolg von Kornweihen auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln stabil war und auf einem vergleichbar hohen Niveau wie in anderen europäischen Teilpopulationen in natürlichen bzw. halb-natürlichen Lebensräumen rangierte (MILLON et al. 2002, REDPATH et al. 2002, KLAASSEN et al. 2009, NEWTON 2010). Der ausreichend hohe Reproduktionserfolg verdeutlicht, dass Prädation von Gelegen und Küken bisher keinen direkten Einfluss auf die Brutpopulation hatte (DE BOER et al. 2008, KNIPPING & STAHL 2018). Daraus schließen wir, dass das Habitatangebot auf den Ostfriesischen Inseln trotz anhaltender anthropogen wie natürlich bedingter Habitatveränderungen für Kornweihen langfristig geeignete und sichere Nistplätze für ein erfolgreiches Brüten bereitstellen kann, woraus sich keine direkten Rückschlüsse auf die Gründe für die stark negative Bestandssituation ziehen lassen. Für den Erhalt eines hochwertigen Lebensraums für brütende Kornweihen bedarf es dennoch hinsichtlich der sukzessionsbedingten Veränderungen der Habitatstruktur durch vorhandene Anteile standortfremder Baumarten und deren fortschreitender Ausbreitung weitere und umfassendere Maßnahmen, die den Ablauf der natürlich-dynamischen Prozesse weiterhin gewährleisten bzw. wiederherstellen. Vorrangig ist hier zum einen die Vermeidung weiterer Grundwasserabsenkungen im Bereich nasser Dünentäler. Zum anderen sind in Bereichen, in denen die natürlichen Abläufe und Standortverhältnisse durch Trinkwassergewinnung und/oder Maßnahmen des Küstenschutzes eingeschränkt sind und die Bewaldung somit begünstigt wird, Maßnahmen zur Erhaltung vorrangig waldfreier Dünen(tal)biotop erforderlich (NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER 2022).

Darüber hinaus können neben den beobachteten Habitatveränderungen auch die indirekten Einflüsse im Zusammenhang mit der Anwesenheit von Prädatoren und einem erhöhten Prädationsrisiko für Kornweihen sowie weiteren Auswirkungen auf Ansiedlung, Verhalten und Bruterfolg einhergehen. Für die Zurückdrängung bzw. Eliminierung gebietsfremder Bodenprädatoren (v.a. Raubsäuger) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer wird seit 2008 ein intensives Prädationsmanagement durchgeführt (ANDRETZKE & OLTMANN 2016, SÜDBECK & PACKMOR 2024). Bisherige Erfolge sind die Eli-

minierung der eingeschleppten Frettchenpopulation auf Norderney, eine starke Zurückdrängung von Igel auf die Siedlungsbereiche sowie eine intensive Bejagung streunender Katzen und Füchse in den Kernbereichen der Inseln, insbesondere auf Borkum, Norderney und Langeoog. Diese Maßnahme ist von essentieller Bedeutung nicht nur im Hinblick auf direkte letale Effekte auf Kornweihen sowie alle anderen Brutvögel und ihre Jungen, sondern auch für den Qualitätserhalt dieses Lebensraumes für bedrohte Brutvogelarten des Wattenmeeres.

## 2.5 Literatur

- AMAR, A. & REDPATH, S. M. (2002): Determining the cause of the hen harrier decline on the Orkney Islands: an experimental test of two hypotheses. *Animal Conservation* 5 (1): 21-28.
- AMAR, A. & REDPATH, S. M. (2005): Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* on Orkney: implications of land-use change for this declining population. *Ibis* 147 (1): 37-47.
- ANDREN, H. (1992): Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73 (3): 794-804.
- ANDREN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*: 355-366.
- ANDRETTZKE, H. & OLTMANN, B. (2016): Was hilft Brutvögeln wirklich. Darstellung und Bewertung von Schutzmaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer am Beispiel von Norderney. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 44: 195-215.
- BAINES, D. & RICHARDSON, M. (2013): Hen harriers on a Scottish grouse moor: multiple factors predict breeding density and productivity. *Journal of Applied Ecology* 50 (6): 1397-1405.
- BAKKER, T. (1990): The geohydrology of coastal dunes. In BAKKER, T., JUNGRIUS, P. & KLIJN, J. (Hrsg.), *Dunes of the European coasts: geomorphology, hydrology, soils*, *Catena supplement* 18: 109–119.
- BARTON, K. (2020): MuMIn: Multi-Model Inference: R Package. (Version 1.43.17).
- BATES, D., MÄCHLER, M., BOLKER, B. & WALKER, S. (2014): Fitting linear mixed-effects models using the lme4 package in R. *J Stat Softw* 67: 1-48.
- BAUER, H., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nichtsingvögel*. Aula-Verlag, Wiesbaden
- BEHRE, K.-E. (2004): Coastal development, sea-level change and settlement history during the later Holocene in the Clay District of Lower Saxony (Niedersachsen), northern Germany. *Quaternary International* 112 (1): 37-53.
- BEHRE, K. E. (2020): *Landschaftsgeschichte Norddeutschlands: Umwelt und Siedlung von der Steinzeit bis zur Gegenwart*. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): *European Red List of Birds.*, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2025): *Species factsheet: Circus cyaneus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/hen-harrier-circus-cyaneus>
- BLEICHER, S. S. (2017): The landscape of fear conceptual framework: definition and review of current applications and misuses. *PeerJ PrePrints*.
- BLESSING, C. (2018): *Habitatveränderungen als Einflussfaktoren auf die Brutbestandsentwicklung von Kornweihen (Circus cyaneus) und Rohrweihen (Circus aeruginosus) auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer*. Masterarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- BOBBINK, R., HORNING, M. & ROELOFS, J. G. M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86 (5): 717-738.

- BOLKER, B. M., BROOKS, M. E., CLARK, C. J., GEANGE, S. W., POULSEN, J. R., STEVENS, M. H. H. & WHITE, J.-S. S. (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24 (3): 127-135.
- BÖSE, M., EHLERS, J. & LEHMKUHL, F. (2022): Holozäne Klima- und Landschaftsgeschichte. In BÖSE, M., EHLERS, J. & LEHMKUHL, F. (Hrsg.), *Deutschlands Norden: vom Erdaltertum zur Gegenwart*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg: 193-241.
- BRUNBJERG, A. K., SVENNING, J.-C. & EJRNÆS, R. (2014): Experimental evidence for disturbance as key to the conservation of dune grassland. *Biological Conservation* 174: 101-110.
- BUETTGER, H., BUSCHBAUM, C., DOLMER, P., GITTEBERGER, A., JENSEN, K., KABUTA, S., LACKSCHEWITZ, D. & TROOST, K. (2017): Alien species. Wadden Sea Quality Status Report 2017, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- BURNS, F., EATON, M. A., BURFIELD, I. J., KLVAŇOVÁ, A., ŠILAROVÁ, E., STANEVA, A. & GREGORY, R. D. (2021): Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and Evolution* 11 (23): 16647-16660.
- CARAVAGGI, A., IRWIN, S., LUSBY, J., MCCARTHY, A., MEE, A., NAGLE, T. & O'HALLORAN, J. (2020): Forest management and Hen Harrier *Circus cyaneus* conservation in Ireland. *Irish Birds* 42: 1-12.
- CARAVAGGI, A., IRWIN, S., LUSBY, J., RUDDOCK, M., O'TOOLE, L., MEE, A., NAGLE, T., O'NEILL, S., TIERNEY, D., MCCARTHY, A. & O'HALLORAN, J. (2019): Factors influencing Hen Harrier *Circus cyaneus* territory site selection and breeding success. *Bird Study* 66 (3): 366-377.
- CHAKAROV, N. & KRÜGER, O. (2010): Mesopredator Release by an Emergent Superpredator: A Natural Experiment of Predation in a Three Level Guild. *PLoS One* 5 (12): e15229.
- CICCARELLI, D., BACARO, G. & CHIARUCCI, A. (2012): Coastline Dune Vegetation Dynamics: Evidence of No Stability. *Folia Geobotanica* 47 (3): 263-275.
- DE BOER, P., DIJKSEN, L. & KLAASSEN, O. (2011): Blauwe Kiekendieven op de Waddeneilanden in 2010. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- DE BOER, P. & KLAASSEN, O. (2007): Minder blauw op de Wadden: achtergronden van de afname van Blauwe Kiekendieven op Ameland en Terschelling. *Limosa* 80 (4): 129.
- DE BOER, P., KLAASSEN, O. & DIJKSEN, L. (2008): Blauwe Kiekendieven op de Waddeneilanden in 2007. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- DE GROOT, A. V., JANSSEN, G. M., ISERMANN, M., STOCK, M., GLAHN, M., ELSCHOT, K., HELLWIG, U., PETERSEN, J., ESSELINK, P., VAN DUIN, W., KÖRBER, P., JENSEN, K. & HECKER, N. (2017): Beaches and dunes. In KLOPPER, S., BAPTIST, M. J., BOSTELMANN, A. et al. (Hrsg.), *Wadden Sea Quality Status Report, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Last updated 21.12.2017.* : Downloaded 02.12.2024. [qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/beaches-and-dunes](https://qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/beaches-and-dunes).
- DIERSCHKE, J. (2008): Bestandsentwicklung von Kornweihe *Circus cyaneus* und Sumpfohreule *Asio flammeus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 40: 459-465.
- DOBSON, A., ROWE, Z., BERGER, J., WHOLEY, P. & CARO, T. (2021): Biodiversity loss due to more than climate change. *Science* 374 (6568): 699-700.
- DOUGLAS, D. J., BELLAMY, P. E., STEPHEN, L. S., PEARCE-HIGGINS, J. W., WILSON, J. D. & GRANT, M. C. (2014): Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. *Journal of Applied Ecology* 51 (1): 194-203.
- EIGENE BEOB.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Utb.
- ERDELEN, M. (1984): Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* 61: 277-284.
- ESRI (2008): ArcGis: ArcMap. (Version 10.2.1), <https://www.esri.com>.
- ESSINK, K., DETTMANN, C., FARKE, H., LAURSEN, K., LÜERBEN, G., MARENCIC, H. & WIERSINGA, W. (2005): *Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem, 19, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.*
- EUROPÄISCHE UNION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/deu>.

- EUROPÄISCHE UNION (2009): Richtlinie 2009/147/EG der Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2009L0147:20130701:DE:PDF>.
- FEEHAN, J., HARLEY, M. & VAN MINNEN, J. (2009): Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29 (3): 409-421.
- FELDT, T. (2010): Brut- und Jagdhabitatwahl zweier sympatrischer Weihenarten (*Circus cyaneus* und *Circus aeruginosus*) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- FERNÁNDEZ-BELLON, D., LUSBY, J., BOS, J., SCHAUB, T., MCCARTHY, A., CARAVAGGI, A., IRWIN, S. & O'HALLORAN, J. (2021): Expert knowledge assessment of threats and conservation strategies for breeding Hen Harrier and Short-eared Owl across Europe. *Bird Conservation International* 31 (2): 268-285.
- FIELDING, A. H. & BELL, J. F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation* 24 (1): 38-49.
- FILLIATER, T. S., BREITWISCH, R. & NEALEN, P. M. (1994): Predation on Northern Cardinal Nests: Does Choice of Nest Site Matter? *The Condor* 96 (3): 761-768.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel-und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag.
- FLASPOHLER, D. J., TEMPLE, S. A. & ROSENFELD, R. N. (2000): Relationship between nest success and concealment in two ground-nesting passerines. *Journal of Field Ornithology* 71 (4): 736-747, 712.
- FLETCHER, K., AEBISCHER, N. J., BAINES, D., FOSTER, R. & HOODLESS, A. N. (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 263-272.
- FRAIXEDAS, S., LINDÉN, A., MELLER, K., LINDSTRÖM, Å., KEIŠS, O., KÅLÅS, J. A., HUSBY, M., LEIVITS, A., LEIVITS, M. & LEHIKONEN, A. (2017): Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation* 214: 223-232.
- GEARY, M., HAWORTH, P. F. & FIELDING, A. H. (2018): Hen harrier *Circus cyaneus* nest sites on the Isle of Mull are associated with habitat mosaics and constrained by topography. *Bird Study* 65 (1): 62-71.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I. & KOOP, B. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland.
- GLADOW, K.-P., JABLONSKI, M., CHAKAROV, N. & KRÜGER, O. (2024): A top predator provokes similar defense behavior as a mesopredator in an intraguild prey. Preprint.
- GRAHAM, M. H. (2003): Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84 (11): 2809-2815.
- GROOTJANS, A. P., ERNST, W. H. O. & STUYFZAND, P. J. (1998): European dune slacks: Strong interactions of biology, pedogenesis and hydrology. *Trends in Ecology & Evolution* 13 (3): 96-100.
- HABIBULLAH, M. S., DIN, B. H., TAN, S.-H. & ZAHID, H. (2022): Impact of climate change on biodiversity loss: global evidence. *Environmental Science and Pollution Research* 29 (1): 1073-1086.
- HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., LOVEJOY, T. E., SEXTON, J. O., AUSTIN, M. P., COLLINS, C. D., COOK, W. M., DAMSCHEN, E. I., EWERS, R. M., FOSTER, B. L., JENKINS, C. N., KING, A. J., LAURANCE, W. F., LEVEY, D. J., MARGULES, C. R., MELBOURNE, B. A., NICHOLLS, A. O., ORROCK, J. L., SONG, D.-X. & TOWNSHEND, J. R. (2015): Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1 (2): e1500052.
- HAKKARAINEN, H., ILMONEN, P., KOIVUNEN, V. & KORPIMÄKI, E. (2001): Experimental increase of predation risk induces breeding dispersal of Tengmalm's owl. *Oecologia* 126: 355-359.
- HÄLTERLEIN, B., FLEET, D., HENNEBERG, H., MENNEBÄCK, T., RASMUSSEN, L., SÜDBECK, P. & THORUP, O. (1995): Anleitungen zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. *Wadden Sea Ecosystem*, 3, Wilhelmshaven.
- HECKENROTH, H. & HEINS, J.-U. (1989): Kornweihe - *Circus cyaneus*. In ZANG, H., HECKENROTH, H. & KNOLLE, F. (Hrsg.), *Die Vögel Niedersachsens - Greifvögel*, B.H. 2.3.

- HEENAN, C. B. (2013): An overview of the factors influencing the morphology and thermal properties of avian nests. *Avian Biology Research* 6 (2): 104-118.
- HILDÉN, O. (1965): Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologici Fennici* 2 (1): 53-75.
- ISERMANN, M. (2008a): Effects of *Rosa rugosa* invasion in different coastal dune vegetation types. In TOKARSKA-GUZIŁ, B., BROCK, J. H., BRUNDU, G. et al. (Hrsg.), *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 289-306.
- ISERMANN, M. (2008b): Expansion of *Rosa rugosa* and *Hippophaë rhamnoides* in coastal grey dunes: Effects at different spatial scales. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 203 (4): 273-280.
- ISERMANN, M. (2011): Patterns in Species Diversity during Succession of Coastal Dunes. *Journal of Coastal Research* 27 (4): 661-671.
- ISERMANN, M. & CORDES, H. (1992): Changes in dune vegetation on Spiekeroog (East Friesian Islands) over a 30 year period. *Coastal Dunes. Geomorphology, Ecology and Management for Conservation*, Balkema, Rotterdam: 201-209.
- ISERMANN, M., DIEKMANN, M. & HEEMANN, S. (2007): Effects of the expansion by *Hippophaë rhamnoides* on plant species richness in coastal dunes. *Applied Vegetation Science* 10 (1): 33-42.
- JIMÉNEZ-FRANCO, M. V., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J., MARTÍNEZ, J. E., PAGÁN, I., CALVO, J. F. & ESTEVE, M. A. (2018): Nest sites as a key resource for population persistence: A case study modelling nest occupancy under forestry practices. *PLoS One* 13 (10): e0205404.
- KAMP, J., FRANK, C., TRAUTMANN, S., BUSCH, M., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GERLACH, B., KARTHÄUSER, J., KUNZ, F., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. & SUDFELDT, C. (2021): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162 (1): 1-15.
- KÄMPFER, S., ENGEL, E. & FARTMANN, T. (2022): Weather conditions determine reproductive success of a ground-nesting bird of prey in natural dune grasslands. *Journal of Ornithology* 163: 1-11.
- KÄMPFER, S. & FARTMANN, T. (2022): Natural coastal dunes on Wadden Sea islands as a refuge for an endangered wader species. *Journal of Coastal Conservation* 26 (6): 53.
- KÄMPFER, S., FUMY, F. & FARTMANN, T. (2023): Extensive dune grasslands largely lacking human disturbance are an important refuge for a vole-dependent raptor. *Global Ecology and Conservation* 48: e02758.
- KELLER, V., HERRANDO, S., VORIŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVANOVÁ, A., KALYAKIN, M. V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R. P. B. (2020): European breeding bird atlas 2: Distribution, abundance and change. Lynx Edicions/European Bird Census Council (EBCC), Barcelona.
- KETNER-OOSTRA, R. & SÝKORA, K. V. (2000): Vegetation succession and lichen diversity on dry coastal calciumpoor dunes and the impact of management experiments. *Journal of Coastal Conservation* 6 (2): 191-206.
- KIEHL, K. & ISERMANN, M. (2007): Restoration of coastal ecosystems—an introduction. *Coastline reports* 7: 1-4.
- KLAASSEN, O., DE BOER, P., VAN DEN BREMER, L. & DIJKSEN, L. (2009): Blauwe Kiekendieven op de Waddeneilanden in 2008. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- KLAASSEN, O., DIJKSEN, L., DE BOER, P., WILLEMS, F., FOPPEN, R. & OOSTERBEEK, K. (2006): Meer blauw op den Wadden! - Broedsucces, voedsel生态学 en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- KLEINEKUHLE, J., BACH, L., DONNING, A. & BERNS, S. (2023): Die freilebenden Säugetiere (Mammalia) der Ostfriesischen Inseln unter besonderer Berücksichtigung der Insel Norderney, der Raubsäuger (Carnivora) und der Fledermäuse (Chiroptera). *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen* 48 (1): 1-19.
- KLOPPER, S., BAPTIST, M. J., BOSTELMANN, A., BUSCH, J. A., BUSCHBAUM, C., GUTOW, L., JANSSEN, G., JENSEN, K., JØRGENSEN, H. P., DE JONG, F., LÜERBEN, G., SCHWARZER, K., STREMPER, R. & THIELTGES, D. (2017): Wadden Sea Quality Status Report. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- KNIPPING, N. & STAHL, J. (2018): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Universität Oldenburg/Deutsche Bundesstiftung Umwelt/Sovon Vogelonderzoek Nederland, Oldenburg/Osnabrück/Nijmegen.

- KNIPPING, N., VOSKUH, J. & STAHL, J. (2014): Von Weißen und Mäusen – Nahrungsökologische Untersuchungen an Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Corax 22 (Sonderheft 1): 49-58.
- KOFFIUBERG, K., BREGNBALLE, T., FRIKKE, J., GNEP, B., HÄLTERLEIN, B., HANSEN, M. B., KÖRBER, P., REICHERT, G., UMLAND, J. & VAN DER MEIJ, T. (2020): Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991- 2017 and results of total counts in 2006 and 2012. Wadden Sea Ecosystem, 40, Common Wadden Sea Secretariat,, Wilhelmshaven.
- KOOIJMAN, A. M., DOPHEIDE, J. C. R., SEVINK, J., TAKKEN, I. & VERSTRATEN, J. M. (1998): Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. Journal of Ecology 86 (3): 511-526.
- KRÜGER, O. (2002): Interactions between common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. Oikos 96 (3): 441-452.
- KRÜGER, T., LUDWIG, J., PFÜTZKE, S. & ZANG, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN), Hannover.
- KRÜGER, T. & SANDKÜHLER, K. (2022): Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens: 9. Fassung, Oktober 2021. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN).
- KURKI, S., NIKULA, A., HELLE, P. & LINDEN, H. (1998): Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. Journal of Animal Ecology 67 (6): 874-886.
- LACK, D. (1933): Habitat selection in birds. With special reference to the effects of afforestation on the Breckland avifauna. The Journal of Animal Ecology: 239-262.
- LAMMERTS, E. J., PETERSEN, J. & HOCHKIRCH, A. (2009): Beaches and Dunes. In MARENCIC, H. & DE VLAS, J. (Hrsg.), Quality Status Report 2009, Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG), Wilhelmshaven, WaddenSea Ecosystem No. 25: 3-20.
- LAUNDRE, J. W., HERNÁNDEZ, L. & RIPPLE, W. J. (2010): The landscape of fear: ecological implications of being afraid. Open Ecology Journal 3 (3): 1-7.
- LEES, A. C., HASKELL, L., ALLINSON, T., BEZENG, S. B., BURFIELD, I. J., RENJIFO, L. M., ROSENBERG, K. V., VISWANATHAN, A. & BUTCHART, S. H. (2022): State of the world's birds. Annual Review of Environment and Resources 47: 231-260.
- LENSINK, R., VAN DER HAVE, T. M., VAN DER HATERD, R. J., INBERG, J. A., SOES, D. M. & ACHTERKAMP, B. (2015): Alien species on the Dutch Wadden Sea Islands. Occurrence and ecological risks. report nr. 15-077, Bureau Waardenburg, Culemborg, Niederlande.
- LÖHMUS, A. (2004): Raptor Habitat Studies—the state of the art. Raptors Worldwide: 279-296.
- LUDWIG, T., STORCH, I. & GRAF, R. F. (2009): Historic landscape change and habitat loss: the case of black grouse in Lower Saxony, Germany. Landscape Ecology 24 (4): 533-546.
- MACARTHUR, R. H. & MACARTHUR, J. W. (1961): On bird species diversity. Ecology 42 (3): 594-598.
- MADDERS, M. (2000): Habitat selection and foraging success of Hen Harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. Bird Study 47 (1): 32-40.
- MADDERS, M. (2003): Hen Harrier *Circus cyaneus* foraging activity in relation to habitat and prey. Bird Study 50 (1): 55-60.
- MAESO, S., MOROLLÓN, S., GARCÍA-MACÍA, J., LEE, S. & URIOS, V. (2024): Habitat Use of the Hen Harrier (*Circus cyaneus*) during the Breeding Season in Spain. Birds 5 (3): 558-570.
- MARTIN, T. E. (1993a): Nest Predation Among Vegetation Layers and Habitat Types: Revising the Dogmas. The American Naturalist 141 (6): 897-913.
- MARTIN, T. E. (1993b): Nest predation and nest sites. BioScience 43 (8): 523-532.
- METZING, D. (2023): General Aspects of Coastal Vegetation at the North Sea and the Baltic Sea. In MOSSAKOWSKI, D. & IRMLER, D. (Hrsg.), Terrestrial Coastal Ecosystems in Germany and Climate Change, Springer International Publishing, Cham, 245: 93-107.
- MILLER, T. E., GORNISH, E. S. & BUCKLEY, H. L. (2010): Climate and coastal dune vegetation: disturbance, recovery, and succession. Plant Ecology 206 (1): 97-104.
- MILLON, A., BOURRIOUX, J. L., RIOLS, C. & BRETAGNOLLE, V. (2002): Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. Ibis 144 (1): 94-105.

- MITSCHE, A., KRÜGER, T., SCHULZE-DIECKHOFF, M., HECKROTH, M., MENKE, W., REICHERT, G., LUDWIG, J. & KÖRBER, P. (2024): Verbreitung und Bestandsentwicklung von Brutvogelarten der niedersächsischen Nordseeküste. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, 52, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- MUELLER, A. K., CHAKAROV, N., HESEKER, H. & KRÜGER, O. (2016): Intraguild predation leads to cascading effects on habitat choice, behaviour and reproductive performance. *Journal of Animal Ecology* 85 (3): 774-784.
- NAKAGAWA, S., JOHNSON, P. C. & SCHIELZETH, H. (2017): The coefficient of determination  $R^2$  and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *Journal of the Royal Society Interface* 14 (134): 1-11.
- NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER (2022): Managementmaßnahmen im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ mit Darstellung der Erhaltungsmaßnahmen im gleichnamigen FFH-Gebiet 001, Januar 2022. <https://www.nationalpark-wattenmeer.de/wissensbeitrag/ffh-massnahmenplanung-fuer-das-ffh-gebiet-001-nationalpark-niedersaechsisches-wattenmeer/>.
- NATTER, L.-S. (2015): Neophyten auf der Nordseeinsel Spiekeroog: lokale Ausbreitungsmuster und Invasionserfolg der Neophyten *Rosa rugosa*, *Pinus nigra* und *Prunus serotina*. Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau.
- NEWTON, I. (1998): Population limitation in birds. Academic press, London.
- NEWTON, I. (2003): The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. In (Hrsg.), *Birds of Prey in a Changing Environment*, Scottish Natural Heritage, Edinburgh: 5-23.
- NEWTON, I. (2010): Population ecology of raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I. (2013): Bird Populations. HarperCollins, London.
- NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V. & JANIESCH, P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, 11, Wilhelmshaven.
- NWATTNPG (2009): Gesetz über den Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (NWATTNPG). <https://voris.wolterskluwer-online.de/browse/document/2c3161b9-48fa-3d3f-a43a-d9b0eaf1c319>.
- O'DONOGHUE, B. (2010): The ecology and conservation of Hen Harriers (*Circus cyaneus*) in Ireland. PhD Thesis, University College Cork, Ireland.
- OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2012): Brutökologische Untersuchungen an der Kornweihe *Circus cyaneus* im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". *Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm.* 47 (Sonderheft 1): 89-94.
- OOST, A. P., WINTER, C., VOS, P., BUNGENSTOCK, F., SCHRIJVERS HOF, R., RÖBKE, B., BARTHOLDY, J., HOFSTEDE, J., WURPTS, A. & WEHRMANN, A. (2017): Geomorphology. Wadden Sea Quality Status Report 2017, Wilhelmshaven.
- PETERSEN, J. (2000): Die Dünenalvegetation der Wattenmeer-Inseln in der südlichen Nordsee: eine pflanzensoziologische und ökologische Vergleichsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzung und Naturschutz. Husum.
- PETERSEN, J. (2004): Dünenalvegetation unter dem Einfluss des Menschen. *Stratoides* 28/29.
- PETERSEN, J., KERS, B. & STOCK, M. (2014): TMAP-typology of coastal vegetation in the Wadden Sea area. *Wadden Sea Ecosystem*, 32, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln - Landschaft und Vegetation im Wandel. Schlütersche, Hannover.
- PETERSEN, J., POTT, R. & RICHTER, O. (2001): Dünentäler–Ein gefährdeter Lebensraum im Interessenkonflikt zwischen Naturschutz und Grundwasserbewirtschaftung. *Zbl. Geol. Paläont.* Teil I 1 (2): 1-18.
- PICOZZI, N. (1984): Breeding Biology of Polygynous Hen Harriers *Circus c. cyaneus* in Orkney. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 15 (1): 1-10.
- POTT, R. (1995): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln: ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.

- PRINZ, M. S. (2022): Invasive und potenziell invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln und angrenzender Gebiete. Dissertation, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- PROVOOST, S., JONES, M. L. M. & EDMONDSON, S. E. (2011): Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15 (1): 207-226.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2021): R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org>.
- R STUDIO TEAM (2022): RStudio: integrated development for R. <https://posit.co/>.
- REDPATH, S., MADDERS, M., DONNELLY, E., ANDERSON, B., THIRGOOD, S., MARTIN, A. & MCLEOD, D. (1998): Nest site selection by Hen Harriers in Scotland. *Bird Study* 45 (1): 51-61.
- REDPATH, S. M., ARROYO, B. E., ETHERIDGE, B., LECKIE, F., BOUWMAN, K. & THIRGOOD, S. J. (2002): Temperature and hen harrier productivity: from local mechanisms to geographical patterns. *Ecography* 25 (5): 533-540.
- REID, H. (2006): Climate Change and Biodiversity in Europe. *Conservation and Society* 4 (1): 84-101.
- REIFF, B., PRINZ, M. & FREUND, H. (2019): Die Neophyten auf Wangerooge-Ein Vergleich der Jahre 2006 und 2018. *Natur-und Umweltschutz* 18 (2-2019): 16.
- REISE, K., BAPTIST, M., BURBRIDGE, P., DANKERS, N., FISCHER, L., FLEMMING, B., OOST, A. P. & SMIT, C. (2010): The Wadden Sea-a universally outstanding tidal wetland. *Wadden Sea Ecosystem*, 29, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- REMKE, E., BROUWER, E., KOOIJMAN, A., BLINDOW, I. & ROELOFS, J. G. M. (2009): Low Atmospheric Nitrogen Loads Lead to Grass Encroachment in Coastal Dunes, but Only on Acid Soils. *Ecosystems* 12 (7): 1173-1188.
- RICKLEFS, R. E. (1969): An analysis of nesting mortality in birds. *Smithson. Contrib. Zool.* 9: 1-48.
- RYSLAVY, T., BAUER, H., GERLACH, B., HÜPPOP, O., STAHRER, J., SÜDBECK, P. & SUDFELDT, C. (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13-112.
- SCHMATZLER, E. (2015): Moornutzung und Moorschutz in Niedersachsen – Geschichtlicher Rückblick und zukünftige Entwicklung. *TELMA - Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde Beiheft* 5: 19-38.
- SCHRÖDER, M., OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J., FELDT, T. & STAHL, J. (2010): Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelwelt* 131: 231-238.
- SEGAN, D. B., MURRAY, K. A. & WATSON, J. E. M. (2016): A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. *Global Ecology and Conservation* 5: 12-21.
- SERGIO, F. & HIRALDO, F. (2008): Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis* 150 (s1): 132-145.
- SHERIDAN, K., MONAGHAN, J., TIERNEY, T. D., DOYLE, S., TWENEY, C., REDPATH, S. M. & McMAHON, B. J. (2020): The influence of habitat edge on a ground nesting bird species: hen harrier *Circus cyaneus*. *Wildlife Biology* 2020 (2): 1-10.
- SIMMONS, R. E. (2000): *Harriers of the world: their behaviour and ecology*. Oxford University Press on Demand.
- STEINMEYER, F. (2014): Forest species in coastal habitat: The establishment of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) and Common Buzzard (*Buteo buteo*) on the East Frisian Islands - A study on prey selection, predation impact and habitat use. Department of Nature Conservation Georg-August-University of Göttingen.
- STREIF, H. (1990): *Das ostfriesische Küstengebiet. Nordsee, Inseln, Watten und Marschen*. Borntäger Verlag, Berlin, Stuttgart.
- SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, A., GEDEON, K., SCHIKORE, S., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- SÜDBECK, P. & PACKMOR, F. (2024): Vogelschutz im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ – Versuch einer Bilanz. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 50 (1-2): 137-167.

- SÜDBECK, P. & RAHMEI, J. (2018): The Lower Saxon UNESCO Biosphere Reserve Programme. In EGBERTS, L. & SCHROOR, M. (Hrsg.), Waddenland Outstanding, Amsterdam University Press, Amsterdam.
- TANNEBERGER, F., MOEN, A., BARTHELMES, A., LEWIS, E., MILES, L., SIRIN, A., TEGETMEYER, C. & JOOSTEN, H. (2021): Mires in Europe—Regional diversity, condition and protection. *Diversity* 13 (8): 381.
- TAPIA, L. & ZUBEROGOITIA, I. (2018): Breeding and Nesting Biology in Raptors. In SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (Hrsg.), *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*, Springer International Publishing, Cham: 63-94.
- TEN HARKEL MATTHIJS, J. & VAN DER MEULEN, F. (1996): Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *Journal of Vegetation Science* 7 (3): 445-452.
- TERRAUBE, J. & BRETAGNOLLE, V. (2018): Top-down limitation of mesopredators by avian top predators: a call for research on cascading effects at the community and ecosystem scale. *Ibis* 160 (3).
- THYEN, S. & EXO, K. M. (2005): Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. *Journal of Ornithology* 146 (3): 215-225.
- TOM DIEK, P. (1938): Erlebnis im Moor. *Oldenburger Nachrichten* 307.
- VAN DER WAL, C., KEIZER, C. & VAN WIEREN, S. (1999): Een kwart eeuw Blauwe Kiekendief *Circus cyaneus* op Schiermonnikoog. *Limosa* 72: 11-22.
- VON DRACHENFELS, O. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2021. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.*, Heft A/4, Hannover.
- VON DRACHENFELS, O. (2024): Rote Liste der Biotoptypen in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 02/2024, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Hannover.
- VOSKUHL, J., OBERDIEK, N. & ZUCCHI, H. (2013): Untersuchungen zur Nahrungswahl der Kornweihe (*Circus cyaneus*) auf Langeoog (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) unter besonderer Berücksichtigung des Kleinsäugervorkommens. *Acta ornithoecologica* 7 (4): 195-216.
- WANG, Z. B., HOEKSTRA, P., BURCHARD, H., RIDDERINKHOF, H., DE SWART, H. E. & STIVE, M. J. F. (2012): Morphodynamics of the Wadden Sea and its barrier island system. *Ocean & Coastal Management* 68: 39-57.
- WATSON, D. (2010): *The Hen Harrier*. A&C Black, London.
- WESTHOFF, V. (1990): Neuentwicklung von Vegetationstypen (Assoziationstypen in statu nascendi) an naturnahen neuen Standorten, erläutert am Beispiel der Westfriesischen Inseln. *Ber. Reinhold-Tüxen-Ges* 2: 11-23.
- WESTHOFF, V. (1991): Die Küstenvegetation der westfriesischen Inseln. *Ber. Reinh.-Tüx. Ges* 3: 269-290.
- WILSON, M. W., O'DONOGHUE, B., O'MAHONY, B., CULLEN, C., O'DONOGHUE, T., OLIVER, G., RYAN, B., TROAKE, P., IRWIN, S., KELLY, T. C., ROTELLA, J. J. & O'HALLORAN, J. (2012): Mismatches between breeding success and habitat preferences in Hen Harriers *Circus cyaneus* breeding in forested landscapes. *Ibis* 154 (3): 578-589.
- WORLD HERITAGE COMMITTEE (2009): Report of Decisions. WHC-09/33.COM/20, World Heritage Committee, Sevilla, Spain.
- ZANG, H. (2003): Veränderungen in der niedersächsischen Vogelwelt im 20. Jahrhundert. *Vogelkundliche Berichte Niedersachsen* 35: 1-18.
- ZANG, H., HECKENROTH, H. & KNOLLE, F. (1989): Die Vögel Niedersachsens - Greifvögel. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.*, B.H. 2.3.
- ZUUR, A., IENO, E. N., WALKER, N., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N. & ELPHICK, C. S. (2010): A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1): 3-14.

## 2.6 Anhang

Tab. A2-1: Übersicht über die gebildeten Habitatkomplexe mit der jeweiligen Zuordnung der vorkommenden TMAP-Vegetationstypen nach PETERSEN et al. (2014) sowie die jeweils entsprechenden Biotoptypen aus dem niedersächsischen Kartierschlüssel nach VON DRACHENFELS (2021).

Habitatkomplex (Kürzel)	TMAP Code	TMAP Typ (dominierende Pflanzenart)	Biotoptyp (Kürzel)
<b>Dünengrasland (DGL)</b>	X.3.1	Binsen-Quecke <i>Elymus farctus</i> Typ	KDV
	X.4.0	Weißdünen, unspezifisch	KDW
	X.4.1	Strandhafer <i>Ammophila arenaria</i> Typ	KDW
	X.5	Dünengrasland	KDG
	X.5.0	Dünengrasland, unspezifisch	KDG
	X.5.1	Silbergras <i>Corynephorus canescens</i> Typ	KDGA
	X.5.2	Sand-Schillergras <i>Koeleria arenaria</i> Typ	KDGK
	X.5.3	Echte Mondraute <i>Botrychium lunaria</i> Typ	KDGB
	X.5.4	Sandsegge <i>Carex arenaria</i> Typ	KDGS
	X.9	offene Dünengebiete, vegetationslos	KDO
	X.10	Ruderaldünengebiete	KDR
X.11	salzbeeinflusste Dünengebiete	KDF	
<b>Dünengebüsch (DG)</b>	X.7	Dünengebüsch	KG
	X.7.1	Sanddorn <i>Hippophae rhamnoides</i> Typ	KGS
	X.7.2	Kriechweide <i>Salix repens</i> agg. Typ	KGK, KBK
	X.7.3	Hundsrose <i>Rosa canina</i> Typ	KGH
	X.7.4	Kartoffelrose <i>Rosa rugosa</i> Typ	KGX
<b>Gehölze (GH)</b>	H.6	Gebüsch/Wald feuchter Dünentäler	-
	H.6.0	Gebüsch/Wald feuchter Dünentäler, unspezifisch	KBS
	H.6.1	Moorbirke <i>Betula pubescens</i> Typ	KBA, KBR
	H.6.2	Schwarzerle <i>Alnus glutinosa</i> Typ	KBE
	X.8	Dünenwald /-gebüsch	KG
	X.8.1	Zitterpappel <i>Populus tremula</i> Typ	KGP
	X.8.2	Kiefer <i>Pinus</i> spp. Typ	KGY, WZK
	X.8.3	Eiche <i>Quercus</i> Typ	KGQ
<b>Dünenheide (DH)</b>	X.6.0	Dünenheide, unspezifisch	KDE, KDC
	X.6.1	Krähenbeere <i>Empetrum nigrum</i> Typ	KDE
	X.6.2	Besenheide <i>Calluna vulgaris</i> Typ	KDC
<b>Feuchtes Dünental (FD)</b>	H.0	Dünentäler (feucht)	KN, KB
	H.1	Pionierdünentäler, unspezifisch	KNP
	H.1.1	Strand-Tausendgüldenkraut <i>Centaureum littorale</i> Typ	KNH
	H.1.2	Zwerg-Lein <i>Radiola linoides</i> Typ	KNP (KNH)
	H.1.3	Strandling <i>Littorella uniflora</i> Typ	KNP, (KNKn, KNT)
	H.3.1	Dünenheide, Glockenheide <i>Erica tetralix</i> Typ	KNE
	H.5.0	Weidengebüsch feuchter Dünentäler, unspezifisch	KBH
	H.5.1	Grauweide <i>Salix cinerea</i> Typ	KBH
	H.5.2	Gagelstrauch <i>Myrica gale</i> Typ	KBH
	H.7	offene Dünentäler, vegetationslos	KNP
	H.8	aquat. Vegetation in Dünentälern, Hydroserie	KNT
H.9	rudernale Dünentäler mit Gras-/Staudenflur	KNS	
<b>Röhricht der Dünentäler (RD)</b>	H.2	Dünental-Sumpf	KN
	H.2.0	Dünental-Sumpf, unspezifisch	KNS, KBK
	H.2.1	Dreinerlige Segge <i>Carex trinervis</i> Typ	KNA
	H.2.2	Schwarzes Kopfried <i>Schoenus nigricans</i> Typ	KNK
	H.2.3	Land-Reitgras <i>Calamagrostis epigejos</i> Typ	KNS
	H.4.0	Röhricht der Dünentäler, unspezifisch	KNR
	H.4.1	Schilf <i>Phragmites australis</i> Typ	KNR
H.4.2	Segge spp. <i>Carex</i> spp. Typ	KNA	

Habitatkomplex (Kürzel)	TMAP Code	TMAP Typ (dominierende Pflanzenart)	Biotoptyp (Kürzel)
Röhricht der Salzwiesen (RS)	S.5	Brackmarsch	KR
	S.5.1	Strandsimsen <i>Bolboschoenus</i> / Teichbinsen <i>Schoenoplectus</i> Typ	KRS, KWRT, KWRS
	S.5.2	Schilf <i>Phragmites australis</i> Typ	
Salzwiesen (SW)	S.2.0	untere Salzwiese, unspezifisch	KHUZ
	S.2.1	Queller <i>Puccinellia maritima</i> Typ	KHUP
	S.2.2	Strandflieder <i>Limonium vulgare</i> / Queller <i>Puccinellia maritima</i> Typ	KHUL
	S.2.3	Strandaster <i>Aster tripolium</i> / Queller <i>Puccinellia maritima</i> Typ	KHUA
	S.2.4	Portulak-Keilmelde <i>Atriplex portulacoides</i> Typ	KHUH
	S.3.0	obere Salzwiese, unspezifisch	KHOZ
	S.3.1	Strandflieder <i>Limonium vulgare</i> / Boddenbinse <i>Juncus gerardii</i> Typ	KHOL
	S.3.2	Boddenbinse <i>Juncus gerardii</i> Typ	KHOJ
	S.3.3	Rotschwengel <i>Festuca rubra</i> Typ	KHOR
	S.3.5	Strand-Beifuß <i>Artemisia maritima</i> / Rotschwengel <i>Festuca rubra</i> Typ	KHOB
	S.3.6	Strandbinse <i>Juncus maritimus</i> Typ	KHBN
	S.3.7	Dünen-Quecke <i>Elymus athericus</i> Typ	KHQA
	S.3.8	Strand-Segge <i>Carex extensa</i> Typ	KHS, KHBN
	S.3.9	Spießmelde <i>Atriplex prostrata</i> / Strandmelde <i>Atriplex littoralis</i> Typ	KHM
	S.3.10	Weißes Straußgras <i>Agrostis stolonifera</i> / Erdbeer- Klee <i>Trifolium fragiferum</i> Typ	KHB / KHF
S.3.12	Dornige Hauhechel <i>Ononis spinosa</i> / Entferntährige Segge <i>Carex distans</i> Typ	KHBT	
S.3.13	Kriech-Quecke <i>Elymus repens</i> Typ	KHQR	
S.3.14	ruderales Salzwiesenbereiche	KHQS	
S.8	Lagunen mit oder ohne submerser Vegetation	KLM, KLS	
Grünland (GL)	G.0	Grünland, Brachflächen, Rasen, Weiden	G-Kürzel
	G.1.0	feuchtes Extensivgrünland, unspezifisch	G-Kürzel
	G.1.3	sonstiges Nassgrünland	G-Kürzel
	G.1.6	Flutrasen	G-Kürzel
	S.6	Grünland (Süßwasser)	G-Kürzel
Anthropogene Flächen (AF)	A	Verkehrsflächen	OV, OVW
	D	Deich, Deichkörper mit Gras bewachsen, Buhne	KX
	P	Siedlung, Sport-/Spiel-/Freizeitanlagen, Flugplatz	u.a. OF, OEL
Sonstige Flächen (SF)	W, S.8	Stillgewässer	u.a. SLZ, KLZ
	X.1	Sandstrand	KSN, KSI
	X.9, X.12	offene Dünen, vegetationsfreie Küstendünen	KDO
	S.1.-Kürzel	Queller-/Schlickgraswatt, vegetationslose Wattflä- chen	KW-Kürzel

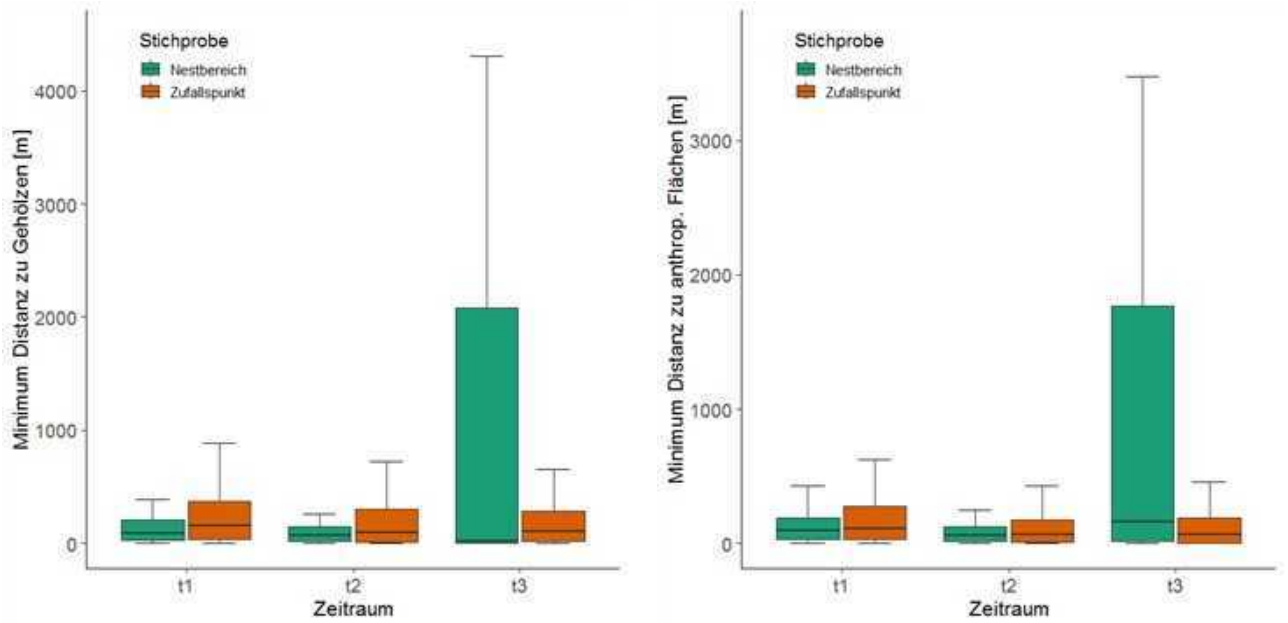


Abb. A2-2: Distanzen (Mittelwert  $\pm$  SE) zwischen Nestbereichen und Zufallspunkten zu Gehölzstrukturen (HK GH) und anthropogenen Flächen (HK AF).

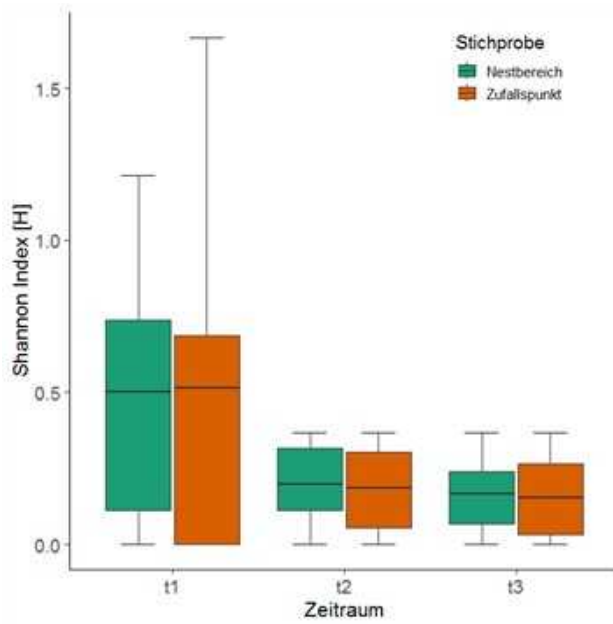


Abb. A2-3: Shannon-Index  $H'$  (Mittelwert  $\pm$  SE) als Maß für die Habitatheterogenität innerhalb der Nestbereiche und Zufallspunkte.





## Kapitel 3

### Von Weihen und Mäusen: Einfluss der Wühlmausdichte auf die Reproduktionsleistung von Kornweihen *Circus cyaneus* in Inselhabitaten des niedersächsischen Wattenmeeres

NADINE KNIPPING, JANINA VOSKUHL & JULIA STAHL (Einreichung in Vorbereitung)

#### Zusammenfassung

Die Beziehung zwischen Räubern und ihrer Beute stellt sich oftmals in komplexen Zusammenhängen dar. Greifvögel sind für eine erfolgreiche Reproduktion in besonderem Maße vom Vorkommen und Verfügbarkeit ihrer Beutetiere abhängig. Für Kornweihen (*Circus cyaneus*) stellen Wühlmäuse der Gattung *Microtus* eine wichtige Nahrungsgrundlage in ihrem Brutgebiet auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer dar. Vorkommen und Abundanz von Wühlmäusen können daher einen entscheidenden Einfluss auf die Reproduktionsraten von Kornweihen haben. Detaillierte Kenntnisse nahrungsökologischer Zusammenhänge zwischen Kornweihen und ihrer Beute auf den Ostfriesischen Inseln fehlten bislang, um die Situation der Brutpopulation besser einschätzen und Rückschlüsse in Bezug auf die negative Bestandsentwicklung ziehen zu können. Vor diesem Hintergrund quantifizierten wir die Populationsdichte von Wühlmäusen über einen Zeitraum von sechs Jahren (2011-2016) im Brutgebiet der Kornweihen auf den Wattenmeerinseln. Im Rahmen eines Bruterfolgsmonitoring ermittelten wir die Reproduktionsleistung der Kornweihen anhand verschiedener Brutparameter. Zentrale Fragen dieser Studie waren, wie sich Populationszyklen der Wühlmäuse in Abundanz und Amplitude auf den Ostfriesischen Inseln darstellen, inwiefern sich die Größe des Nahrungsangebotes in Brutbestand und Reproduktionsleistung der Kornweihen widerspiegelt und ob ein relevanter Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Kornweihen erkennbar ist. Die Abundanz an Wühlmäuse war im ersten Jahr der Untersuchung vergleichsweise hoch. Die Population brach im Folgejahr zusammen und pendelte sich auf niedrigem Niveau ein. Kornweihen zeigten im Untersuchungszeitraum stabile Raten der gemessenen Reproduktionsparameter. Insbesondere der Bruterfolg war über die betrachteten Jahre auf vergleichsweise hohem Niveau stabil. Für die Reproduktionsparameter Legedatum und Gelegegröße konnte kein signifikanter Zusammenhang mit

der Dichte an Wühlmäusen nachgewiesen werden. Allerdings beeinflusste die Wühlmausdichte signifikant positiv die Anzahl verpaarter Weibchen. Mit einer höheren Abundanz an Wühlmäusen waren auch mehr Weibchen verpaart und zeitigten ein Gelege. Unsere Ergebnisse verdeutlichen die Relevanz eines entsprechend hohen Nahrungsangebotes an Wühlmäusen insbesondere in der Vorbrutphase der Kornweihen und deren positiver Einfluss auf die Anzahl der zur Brut schreitenden Weibchen. Im Hinblick auf den Legebeginn und die Gelegegröße scheint die Wühlmausdichte von weniger großer Bedeutung zu sein, wenngleich Wühlmäuse im Nahrungsspektrum gegenüber anderen Beutetiergruppen in den meisten Untersuchungsjahren dominierten. Im Hinblick auf die Populationsentwicklung stellt die Abundanz der Wühlmause insbesondere in der Vorbrutphase einen wichtigen Treiber dar. Es wird auch deutlich, dass vertiefende Einsichten in nahrungsökologische Wechselbeziehungen zwischen Kornweihen und ihren Beutetieren sowie deren Einfluss und Konsequenzen für den Brutbestand und die Reproduktionsleistung grundlegend sind für das Verständnis der gegenwärtigen Populationsituation. Sie können daher einen wichtigen Beitrag zur Erarbeitung erforderlicher Schutzmaßnahmen leisten.

### 3.1 Einleitung

Die Reproduktionsleistung von Greifvögeln kann durch verschiedene Umweltfaktoren beeinflusst sein, wobei Nahrung als essentielle Ressource oftmals die wichtigste Einflussgröße ist (MARTIN 1987, NEWTON 1998, SARASOLA et al. 2018). Für viele Greifvogelarten stellen Kleinsäuger, vor allem Wühlmäuse der Gattung *Microtus*, die wichtigste Nahrungsgrundlage dar (MEBS & SCHMIDT 2006, NEWTON 2010). Wühlmauspopulationen wiederum zeigen, unabhängig von saisonalen Schwankungen, ausgeprägte periodische Fluktuationen, die in einem Zyklus von 3-5 Jahren verlaufen und sich von den arktisch-borealen bis in die temperierten Zonen Mitteleuropas in Amplitude und Dichte hin abschwächen können (HANSSON & HENTTONEN 1985, MACKIN-ROGALSKA & NABAGŁO 1990, JACOB et al. 2014). Veränderungen des Nahrungsangebotes (Zusammensetzung und Verfügbarkeit) wirken sich auf die Größe von Gelegen, die Kondition von Küken und Jungvögeln und die Anzahl flügger Jungvögel und können bereits zum Start der Brutsaison die Anzahl brütender Paare beeinflussen (REDPATH et al. 2002b). Beispielsweise reagieren Greifvögel auf ein geringes Nahrungsangebot mit kleineren Gelegen und weniger flüggen Jungvögeln (KORPIMAKI & NORRDAHL 1991, ZELLWEGE-FISCHER et al. 2011). Oftmals ist in solchen nahrungsarmen Jahren bereits die Anzahl der brütenden Weibchen deutlich reduziert gegenüber Jahren, in denen ein ausreichend großes Nahrungsangebot schon in der Vorbrutzeit zur Verfügung steht (MILLON & BRETAGNOLLE 2008). So zeigen Greifvögel, deren Hauptnahrung aus Wühlmäusen besteht, einhergehend mit einem fluktuierendem Nahrungsangebot jährliche Schwankungen in der Brutpaardichte (GRAHAM et al. 1995, NEWTON 2003). Die Bestimmung und Einordnung des Einflusses nahrungsökologischer Faktoren, wie Veränderungen oder Schwankungen im Nahrungsangebot, auf die Reproduktion ist von zentraler Bedeutung, da diese Faktoren über Effekte auf Reproduktionsleistung und Überlebensraten schließlich zu Veränderungen in der Populationsgröße führen können (NEWTON 2013).

Kornweihen *Circus cyaneus* gehören in Deutschland zu den am stärksten bedrohten Brutvogelarten. Massive Lebensraumveränderungen aufgrund schnell fortschreitender Intensivierung der Landnutzung führten in ihrem ursprünglichen nordwestdeutschen Verbreitungsgebiet zu einem vollständigen Erlöschen der binnenländischen Brutpopulationen (HECKENROTH et al. 1997, GEDEON et al. 2014). Auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer etablierte sich ab den 1970er Jahren eine stetig anwachsende neue Population, welche heute eines der letzten Brutvorkommen von Kornweihen in Deutschland darstellt (GEDEON et al. 2014, KRÜGER et al. 2014). Die Bruthabitate von Kornweihen im niedersächsischen Wattenmeer liegen in weitgehend natürlichen, ungestörten und vom Menschen wenig unbeeinflussten Lebensräumen wie Küstendünen, feuchten Dünentälern und auch Salzwiesen (RASMUSSEN et al. 2000). Nach dem Bestandsmaximum 1997 mit 53 Brutpaaren setzte seit etwa Anfang der 2000er Jahre zunächst ein leichter, spätestens ab 2006 ein drastischer Rückgang der Brutpaarzahlen von Kornweihen im Wattenmeer ein, so dass die noch verbliebene Brutpopulation sich 2017 mit nur noch drei Brutpaaren am Rande des Aussterbens befindet (KOFFIJBERG et al. 2020). Die Gründe für diesen drastischen Bestandsrückgang sind bislang unklar (OBERDIEK et al. 2012). Es konnte jedoch belegt werden, dass erhöhte Prädationsraten von Gelegen und Jungvögeln z.B. durch gebietsfremde Raubsäuger als negativer Einflussfaktor keine entscheidende Rolle spielen für die Größe des Brutbestandes, wie es im Gegensatz dazu etwa für bodenbrütende Limikolenarten in den Wattenmeer-Salzwiesen der Fall ist (KNIPPING et al. 2017, LEYRER et al. 2019). Als mögliche Ursache für den Bestandsrückgang wurde unter anderem eine Verschlechterung der Nahrungsressourcen auf den Wattenmeerinseln erwogen (KOFFIJBERG et al. 2006). Wühlmäuse (*Arvicolinae*) bilden neben Hasen und Kaninchen, Singvögeln, Insekten und Amphibien die Hauptnahrung von Kornweihen insbesondere während der Brutzeit (REDPATH et al. 2002b). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass das Vorkommen und die Abundanz von Wühlmäusen einen entscheidenden Einfluss auf den Legebeginn, die Gelegegröße und Bruterfolg, aber insbesondere auch auf die Anzahl von Brutpaaren und damit auf die Populationsentwicklung haben können (HAMERSTROM 1979, DAAN et al. 1989, SIMMONS 2000).

Detaillierte Kenntnisse nahrungsökologischer Zusammenhänge zwischen Kornweihen und ihrer Beute auf den Ostfriesischen Inseln fehlten bislang, um die Situation der Brutpopulation besser einschätzen und Rückschlüsse in Bezug auf die negative Bestandsentwicklung ziehen zu können. Vor diesem Hintergrund quantifizierten wir die Populationsdichte von Wühlmäusen über einen Zeitraum von sechs Jahren (2011-2016). Im Rahmen eines Bruterfolgsmonitoring ermittelten wir die Reproduktionsleistung der Kornweihen anhand verschiedener Brutparameter. Zentrale Fragen dieser Studie waren, wie sich Populationszyklen der Wühlmäuse in Abundanz und Amplitude auf den Ostfriesischen Inseln darstellen und inwiefern sich die Größe des Nahrungsangebotes in Brutbestand und

Reproduktionsleistung der Kornweihen widerspiegelt und ob ein relevanter Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Kornweihen erkennbar ist.

### 3.2 Material und Methoden

#### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst die ostfriesische Inselkette im UNESCO Weltnaturerbe und Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (Abb. 3-1). Die Daten zu dieser Studie wurden auf den bewohnten Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangerooge erhoben. Kornweihen nutzen auf den Wattenmeerinseln insbesondere die ausgedehnten natürlichen Dünen- und Salzwiesenkomplexe als Brut- und Nahrungshabitat (FELDT 2010, SCHRÖDER et al. 2010).

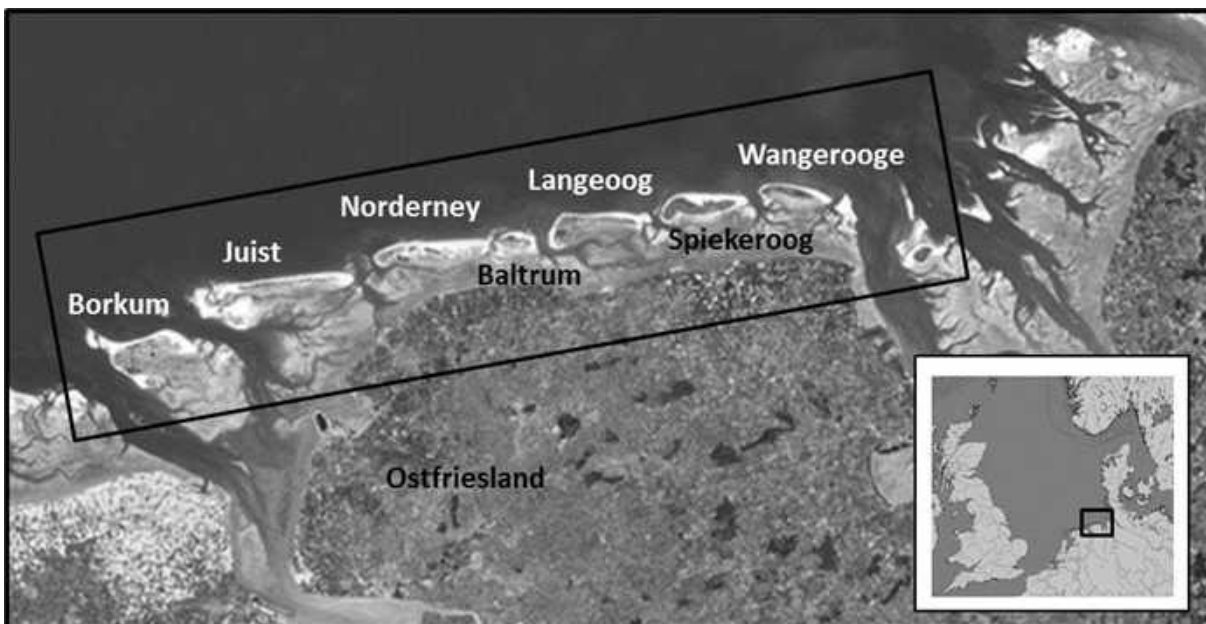


Abb. 3-1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet der ostfriesischen Inselkette im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. (Satellitenbild: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer)

#### Brutpopulation

Der jährliche Brutbestand der Küstenvögel auf den ostfriesischen Inseln sowie in den Salzwiesenbereichen entlang der Festlandsküste im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer wird seit Anfang der 1990er Jahre durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), auf den Inseln Wangerooge und Mellum durch den Mellumrat e.V. im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (Wilhelmshaven) bzw. der Staatlichen Vogelschutzwarte (Hannover) erhoben. Die standardisierte Erfassung erfolgt nach den methodischen Vorgaben von HÄLTERLEIN et al. (1995) bzw. SÜDBECK et al. (2005). Für die vorliegende Studie wurden

die Daten zum Brutbestand von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln für den Untersuchungszeitraum zur Verfügung gestellt. Die Angabe zum jährlichen Brutpaarbestand entspricht dabei der Anzahl verpaarter Kornweihen Weibchen, da Kornweihen Männchen mit mehreren Weibchen gleichzeitig brüten können und daher die Angabe von Brutpaarzahlen mitunter schwierig ist. Alle verpaarten Weibchen hatten Gelege.

### **Reproduktionsparameter**

Zur Erfassung der jährlichen Fortpflanzungsleistung adulter Kornweihen wurde bereits im Jahr 2007 ein Bruterfolgsmonitoring initiiert, erprobt und als Standardmethode ab 2009 etabliert (KNIPPING 2014). Dabei wurden auf allen Inseln ab Anfang Mai, nach der Feststellung besetzter Brutreviere, möglichst viele Neststandorte durch Beobachtungen brutverdächtiger Altvögel (insbesondere Beuteübergaben und warnende Altvögel, vgl. SÜDBECK et al. (2005)) und anschließender gezielter Suche lokalisiert. Bei Fund eines Nestes wurden die Koordinaten mittels eines GPS-Gerätes gespeichert sowie die Gelegegröße, oder bei bereits geschlüpften Gelegen, die Anzahl der Küken bestimmt. Bei den anschließenden regelmäßigen Nestkontrollen im Abstand von 7-10 Tagen wurden die Nester auf ihr Schicksal (Anzahl Eier bzw. Küken, Prädation, sonstige Auffälligkeiten) hin kontrolliert. Das gewählte Kontrollintervall berücksichtigt zum einen den prioritären Schutz der Bruten vor übermäßiger Störung durch die Untersuchenden. Zum anderen ist die Anzahl der Kontrollen während der Nest- und Kükenphase ausreichend, um die benötigten Daten im Hinblick auf den Erfolg der Bruten zu erlangen. Für diese Auswertung nutzten wir das Legedatum und die Gelegegröße als Parameter für die Reproduktionsleistung adulter Kornweihen (Tab. 3-1). Für Greifvögel ist bekannt, dass frühere Gelege mit größerer Wahrscheinlichkeit zum Schlupf kommen und größere Gelege entsprechend mehr Jungvögel produzieren können (DAAN et al. 1989). Das Legedatum hat somit einen Einfluss auf den Schlupf von Küken, unabhängig von zusätzlichen Effekten wie bspw. Prädation. In der Gelegegröße spiegelt sich die Investition der Weibchen in die Produktion von Eiern wider, ebenso wie der Aufwand für beide Brutpartner in die Aufzucht der Jungen. Dagegen erscheint der Bruterfolg für unsere Fragestellung zum Zusammenhang zwischen Fortpflanzungsleistung und Nahrungsangebot weniger geeignet, da die Anzahl flügger Jungvögel nicht nur abhängig ist von der verfügbaren Nahrung, sondern u.a. auch vom jeweiligen Prädationsrisiko oder auch von Witterungsverhältnissen.

Tab. 3-1: Analyierte Parameter zur jährlichen Reproduktionsleistung von Kornweihen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer

Parameter	Beschreibung
<b>verpaarte Weibchen</b>	Anzahl verpaarter Kornweihen-Weibchen basierend auf den Ergebnissen der jährlichen Brutbestandserfassungen
<b>Legedatum</b>	Mittlerer Legezeitpunkt dargestellt als Mittelwert $\pm$ Standardabweichung (SD) errechnet aus dem Schlupfdatum (dargestellt als Tag des Jahres/Tageszahl) minus 30 Tage Bebrütungszeit (WATSON 2010)
<b>Gelegegröße</b>	Mittlere Anzahl Eier dargestellt als Mittelwert $\pm$ Standardabweichung (SD) errechnet aus der Anzahl gefundener Eier pro Nest, bei Nestfund nach dem Schlupf entspricht die Mindestzahl der Anzahl im Nest gefundener Küken

### Erfassung der Wühlmäuse

Zur Ermittlung der jährlichen Populationsdichte von Wühlmäusen (*Arvicolinae*) erfolgte deren quantitative Erfassung auf den Inseln Norderney und Langeoog in den Jahren 2011 bis 2016. Die Auswahl der Probeflächen zum Fang von Wühlmäusen orientierte sich an den bekannten Jagdhabitaten von Kornweihen in den Habitatkomplexen „obere Salzwiese“, „Graudünen-Grasflur“, „Küstendünen-Heide“, „feuchtes Düental“ und „extensives Grünland“ (FELDT 2010, SCHRÖDER et al. 2010, KNIPPING et al. 2014). Die gewählten Habitattypen decken zudem ein breites Spektrum typischer Primär- und Sekundärbiotope der Wattenmeerinseln ab. In den fünf Habitattypen wurden je Insel sechs bis zehn Fangflächen (i.d.R. ein bzw. zwei Fangflächen pro Habitattyp) angelegt (Tab. 3-2). Das Vorkommen störungsempfindlicher Brutvogelarten und deren zeitliches Brutgeschehen auf oder in der Nähe der Fangflächen ließ nicht in jedem Jahr eine Probung aller Flächen zu, wodurch eine unterschiedliche Anzahl befangener Flächen pro Jahr bzw. Insel resultierte.

Tab. 3-2: Anzahl der befangenen Probeflächen im Zeitraum 2011-2016 auf den Inseln Norderney und Langeoog

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Norderney</b>	6	-	10	10	10	9
<b>Langeoog</b>	8	8	10	-	-	-

Unter Verwendung der sogenannten „Gießener Standardmethode“ von BOYE & MEINIG (1996) erfolgte mittels Fang-Markierung-Wiederaufbau orientierte sich an der „Quadratmethode“ nach SYKORA (1978), so dass auf einer Fläche von 50x50 m (0,25 ha) mit dem Einsatz von 64 LONGWORTH-Lebendfallen die Individuenzahlen von Wühl-

mäusen erfasst wurden. Die Fallen wurden vorzugsweise an vorhandenen Baueingängen, Zwangspässen, Lauf- und Fraßgängen, Nahrungs- und Kotplätzen sowie an Vegetations- und Strukturübergängen positioniert über die Fangflächen verteilt (Abb. 3-2).

Zum Schutz der gefangenen Tiere vor Überhitzung durch Sonneneinstrahlung wurden die Fallen mit Vegetation abgedeckt. Die Nestboxen der Fallen enthielten Heu als Nistmaterial sowie Apfelstücke und Müsli zur Nahrungs- und Flüssigkeitsversorgung (GURNELL & FLOWERDEW 2006). Im jährlichen Zeitraum von Anfang Mai bis ca. Mitte Juli wurde jede Fangfläche einmal befangen. Eine Fangperiode umfasste 3 x 24 Std. (drei Tage und Nächte), in der die Fallen dreimal täglich (Sonnenaufgang, mittags, Sonnenuntergang) kontrolliert wurden. Um jedes Tier bei einem Wiederfang individuell identifizieren zu können, wurden mit einer Schere Deckhaare nach einem vorher bestimmten Markierungsschema entfernt (SCHRÖPFER 1988). Diese individuellen Fellschnittmuster stellen eine vorübergehende Markierung dar, die die Tiere nicht beeinträchtigt. Alle Tiere wurden an ihrem jeweiligen Fangplatz direkt wieder freigelassen. Die Anzahl der Erstfänge wurde als Mindestanzahl (Minimum Number Alive, MNA) der auf der jeweiligen Fangfläche lebenden Individuen zur Berechnung der Abundanzwerte herangezogen (KREBS 1966, BOYE 1996). Als Wert für die relative Wühlmausdichte pro Jahr diente der sogenannte Vole Index (VI), dargestellt als Mäuse (MNA) pro 100 Fallennächte (HAMERSTROM 1979, REDPATH et al. 1995, HÖRNFELDT 2004).



Abb. 3-2: Untersuchungsmaterial (LONGWORTH-Lebendfallen, Heu, Futter, Markierungsstöcke) für den Lebendfang von Wühlmäusen sowie Position der Fallen auf einer Fangfläche.

### Statistische Analysen

Die statistischen Analysen wurden mit der freien Statistiksoftware R durchgeführt (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2021). Die Analysen umfassen von Zeitraum von 2011 bis 2016, in denen sowohl die Reproduktionsdaten der Kornweihen, als auch Wühlmausdaten vorlagen. Die einzelnen Auswertungsschritte und Auswahl der Modelle folgten den Vorgehensweisen nach Zuur et al. (2009). Alle Reproduktionsparameter werden als Mittelwerte  $\pm$  Standardabweichung pro Jahr dargestellt. Lineare gemischte Modelle (LMM = Linear Mixed Models) unter der R Funktion *lmer* im Paket *lmer.test* (KUZNETSOVA et al. 2017) dienen für die Analyse der Entwicklung der jeweiligen Reproduktionsparameter über die untersuchten Jahre, wobei die Variable *Insel* die Zufallsvariable (random term) war.

Für die Ermittlung der jährlichen Wühlmausdichte wurden die Probeflächen auf Norderney und Langeoog zeitgleich nur in den Jahren 2011 und 2013 befangen (Tab.). Zum jährlichen Vergleich der in-selspezifischen Vole wurden Indizes aus den errechneten Vole Indices der einzelnen Fangflächen Mittelwerte pro Jahr und Insel gebildet und mithilfe des Mann-Whitney-U-Tests für zwei verbundene Stichproben auf Unterschiede überprüft.

Mit Linearen Modellen wurde der Einfluss der Wühlmausabundanz (Vole Index) auf die verschiedenen Reproduktionsparameter mit der R-Funktion *gls* (Generalised Least Square) aus dem Paket „nlme“ modelliert (PINHEIRO et al. 2018). Die Anzahl der zu Brutbeginn anwesenden Kornweihen-Weibchen in Anhängigkeit der Wühlmausabundanz wurde mit einem Generalisierten Linearen Modell (GLM) mittels der R-Funktion *glm* ebenfalls aus dem Paket „nlme“ analysiert, da es sich bei diesem Parameter um Zählraten (mit Poisson-Verteilung) handelt. Bei der vorherigen Überprüfung der Daten lagen bei keinem der untersuchten Parameter Autokorrelationen hinsichtlich einer zeitlichen Abhängigkeit aufgrund aufeinander folgender Untersuchungsjahre vor. Alle Modelle wurden zudem grafisch daraufhin überprüft, dass die Residuen normalverteilt und die Modellannahmen erfüllt waren.

### 3.3 Ergebnisse

#### Brutbestand

Im Zeitraum des Bruterfolgsmonitorings von 2009 – 2017 ging die Anzahl der festgestellten Kornweihen-Revierpaare von 29 im Jahr 2009 auf drei in 2017 zurück (Abb. 3-3). Das entspricht einem Verlust von 80% der Brutpopulation in acht Jahren.

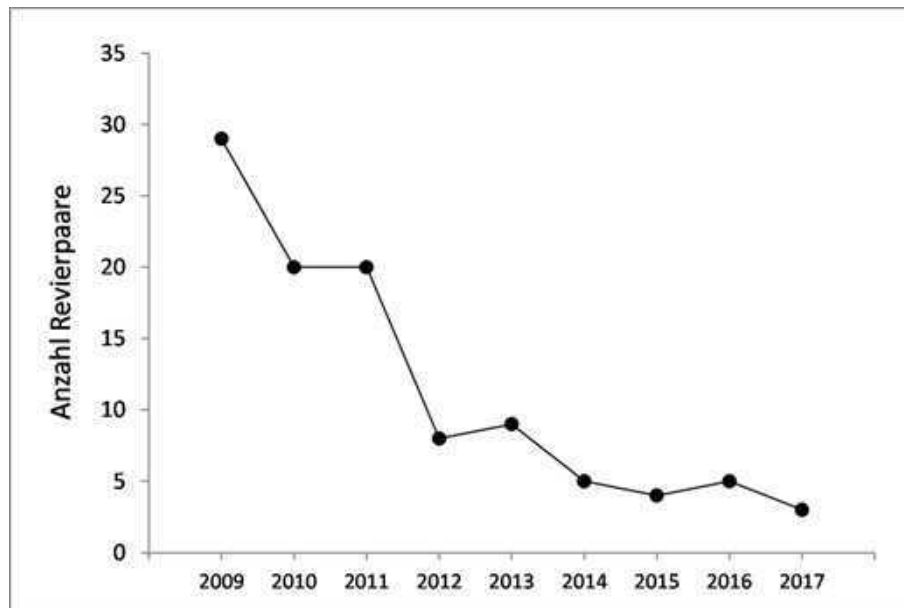


Abb. 3-3: Bestandsentwicklung von Kornweihen (*Circus cyaneus*) auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer im Zeitraum des Bruterfolgsmonitorings von 2009-2017.

#### Reproduktion

Die Reproduktionsraten von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer basieren auf den Daten von insgesamt 67 kontrollierten Nestern im Zeitraum des Bruterfolgsmonitorings von 2009-2017 (Tab. 3-3). Die Legezeitpunkte der Nester lagen im Mittel auf dem 125. Tag des Jahres ( $\pm 8,02$  Tage), was ca. dem 05. Mai entspricht. Die Zeitpunkte der Eiablage unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Jahren (LMM:  $t = 0,285$ ,  $p = 0,776$ ,  $n = 62$ ). Die Größe der Gelege betrug durchschnittlich 3,52 Eier, schwankte zwischen 2009 und 2017 unwesentlich und unterschied sich nicht signifikant (LMM:  $t = -0,952$ ,  $p = 0,345$ ,  $n = 67$ ). In 55 Gelegen kam mindestens ein Ei zum Schlupf, was einem Anteil von 82% aller Gelege entspricht. Aus 236 gelegten Eiern schlüpften insgesamt 160 Küken. Das entspricht einem Gesamt-Schlupferfolg von 68% aller Eier. Pro Nest schlüpften durchschnittlich 2,39 Küken. Obwohl die durchschnittliche Anzahl der geschlüpften Küken jährlich schwankte, war der Schlupferfolg über den Gesamtzeitraum stabil (LMM:  $t = -0,941$ ,  $p = 0,350$ ,  $n = 67$ ). Aus den 50 Nestern mit Schlupferfolg kam mindestens ein flügger Jung-

vogel hervor. Damit waren 91% der geschlüpften Gelege auch erfolgreich im Hinblick auf den Ausflug von Jungvögeln (insgesamt 112). Die Ausfliegerate liegt damit bei 70% der geschlüpften Jungvögel. Im Durchschnitt wurden 1,67 Jungvögel pro brütendes Weibchen bzw. pro Nest flügge. Trotz jährlicher Schwankungen ist der Bruterfolg über den Gesamtzeitraum als stabil zu betrachten (LMM:  $t = -0,631$ ,  $p = 0,531$ ,  $n = 67$ ).

Tab. 3-3: Übersicht über die im Rahmen des Bruterfolgsmonitorings von 2009-2017 kontrollierten Nester, Anzahl brütender Kornweihen-Weibchen mit Angaben zu den Daten der Eiablage, Gelegegröße, Schlupf- und Bruterfolg auf den Ostfriesischen Inseln

<b>Jahr</b>	<b>Anzahl gefundene Nester</b> (Anzahl brütende Weibchen)	<b>Mittlerer Legezeitpunkt</b> ( $\pm$ Standardabweichung)	<b>Mittlere Gelegegröße</b> ( $\pm$ Standardabweichung)	<b>Schlupfrate %</b> (Anzahl Küken)	<b>Ausfliegerate %</b> (Anzahl flügge Juv.)	<b>Bruterfolg Juv./Nest</b>
<b>2009</b>	18 (29)	123 (7,93)	3,72 (1,27)	77,6 (52)	65,4 (34)	<b>1,89</b>
<b>2010</b>	12 (20)	129 (6,96)	3,50 (1,00)	66,7 (28)	92,9 (26)	<b>2,17</b>
<b>2011</b>	13 (18)	125 (7,76)	3,77 (1,42)	53,1 (26)	53,8 (14)	<b>1,08</b>
<b>2012</b>	6 (8)	131 (6,26)	3,33 (0,82)	75,0 (15)	73,3 (11)	<b>1,83</b>
<b>2013</b>	4 (9)	122 (6,29)	2,25 (0,96)	77,8 (7)	71,4 (5)	<b>1,25</b>
<b>2014</b>	5 (5)	133 (2,89)	3,60 (0,55)	50,0 (9)	33,3 (3)	<b>0,60</b>
<b>2015</b>	4 (4)	123 (11,69)	3,50 (1,29)	85,7 (12)	83,3 (10)	<b>2,50</b>
<b>2016</b>	2 (5)	120 (0,71)	3,50 (2,12)	71,4 (5)	80,0 (4)	<b>2,00</b>
<b>2017</b>	3 (3)	126 (11,53)	3,33 (0,58)	60,0 (6)	83,3 (5)	<b>1,67</b>
<b>gesamt</b> (alle Jahre)	<b>67 (101)</b>	<b>125 (8,02)</b>	<b>3,52 (1,16)</b>	<b>67,8 (160)</b>	<b>70,0 (112)</b>	<b>1,67</b>

### Wühlmausdichte, Brutbestand und Reproduktionsparameter

Nahezu alle gefangenen Kleinsäuger ( $n = 1270$ ) konnten auf Artniveau bestimmt werden. Von diesen ( $n = 1262$ ) waren 53% Feldmäuse *Microtus arvalis*, 19% Erdmäuse *Microtus agrestis*, 14% Waldmäuse *Apodemus sylvaticus*, 10% Zwergspitzmäuse *Sorex minutus* und 4% Rötelmäuse *Clethrionomys glareolus*. Weitere acht Individuen (1%) konnten mindestens der Gattung *Microtus spec.* zugeordnet werden. Waldmäuse und Spitzmäuse kommen im Nahrungsspektrum von Kornweihen kaum vor (VOSKUHL et al. 2013), so dass diese beiden Arten in den weiteren Analysen unberücksichtigt bleiben.

2011 und 2013 fand die Erfassung der Wühlmäuse zeitgleich auf Langeoog und Norderney statt (vgl. Tab. 3-2), wobei sich die jeweiligen Vole Indizes zwischen den Inseln nicht unterschieden (Mann-Whitney-U-Test 2011:  $Z = 0,64164$ ,  $p = 0,5211$ ,  $n = 12$ ; 2013:  $Z = -0,37925$ ,  $p = 0,7045$ ,  $n = 20$ ). Daher wird im Weiteren der Vole Index pro Jahr angegeben, der Parameter Insel bleibt unberücksichtigt. Darüber hinaus wurde angenommen, dass die ermittelten Wühlmausdichten von Langeoog und Nor-

derney repräsentativ für die anderen Wattenmeerinseln sind, um die auf allen Inseln ermittelten jährlichen Brutdaten der Kornweihen der Jahre 2011 bis 2016 in die weiteren Auswertungen mit einbeziehen zu können.

Die jährlichen Unterschiede im Vole Index waren statistisch nicht signifikant (Lineares Modell:  $R^2 = 0,4485$ ,  $F = 3,253$ ,  $df = 4$ ,  $p = 0,1456$ ,  $n = 71$ ). Zwar war zu Beginn dieser Studie im Jahr 2011 die relative Abundanz von Wühlmäusen mit 12,22 Individuen/100 Fallennächte die höchste im untersuchten Zeitraum, im Jahr darauf brach die Population jedoch zusammen und pendelte sich in den Folgejahren auf einem niedrigen Niveau bis 2016 ein (Abb. 3-4). Einen sehr ähnlichen Verlauf nahm die Anzahl verpaarter Weibchen in diesem Zeitraum, die ebenfalls von 2011 auf 2012 einen starken Verlust erlitt und in den nachfolgenden Jahren um einen geringen Wert schwankte (vgl. Abb. 3-3).

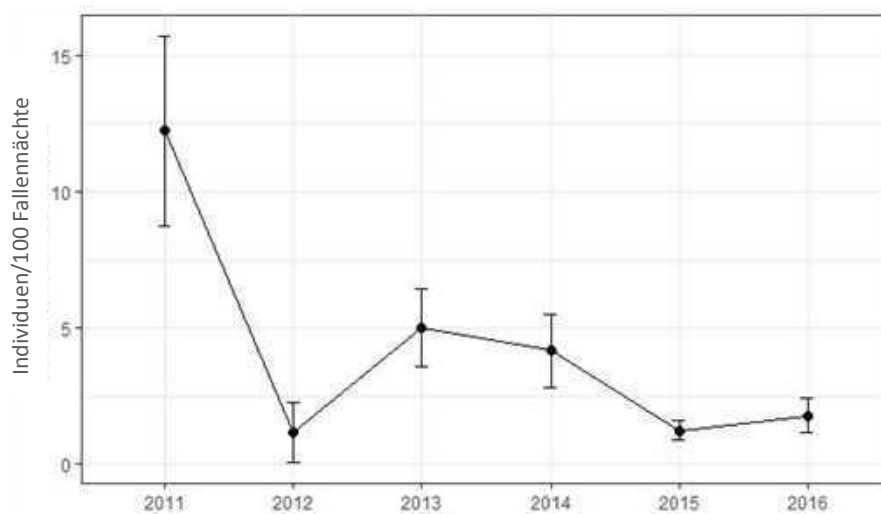


Abb. 3-4: Vole Index (Anzahl gefangener Mäuse/100 Fallennächte) im Untersuchungszeitraum 2011-2016 auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

Der Vole Index beeinflusste signifikant positiv die Anzahl verpaarter Weibchen (Abb. 3-5). Mit einer höheren Abundanz an Wühlmäusen waren auch mehr Weibchen verpaart und zeitigten ein Gelege. Für die Reproduktionsparameter Legedatum und Gelegegröße konnte kein signifikanter Zusammenhang mit der Dichte an Wühlmäusen nachgewiesen werden.

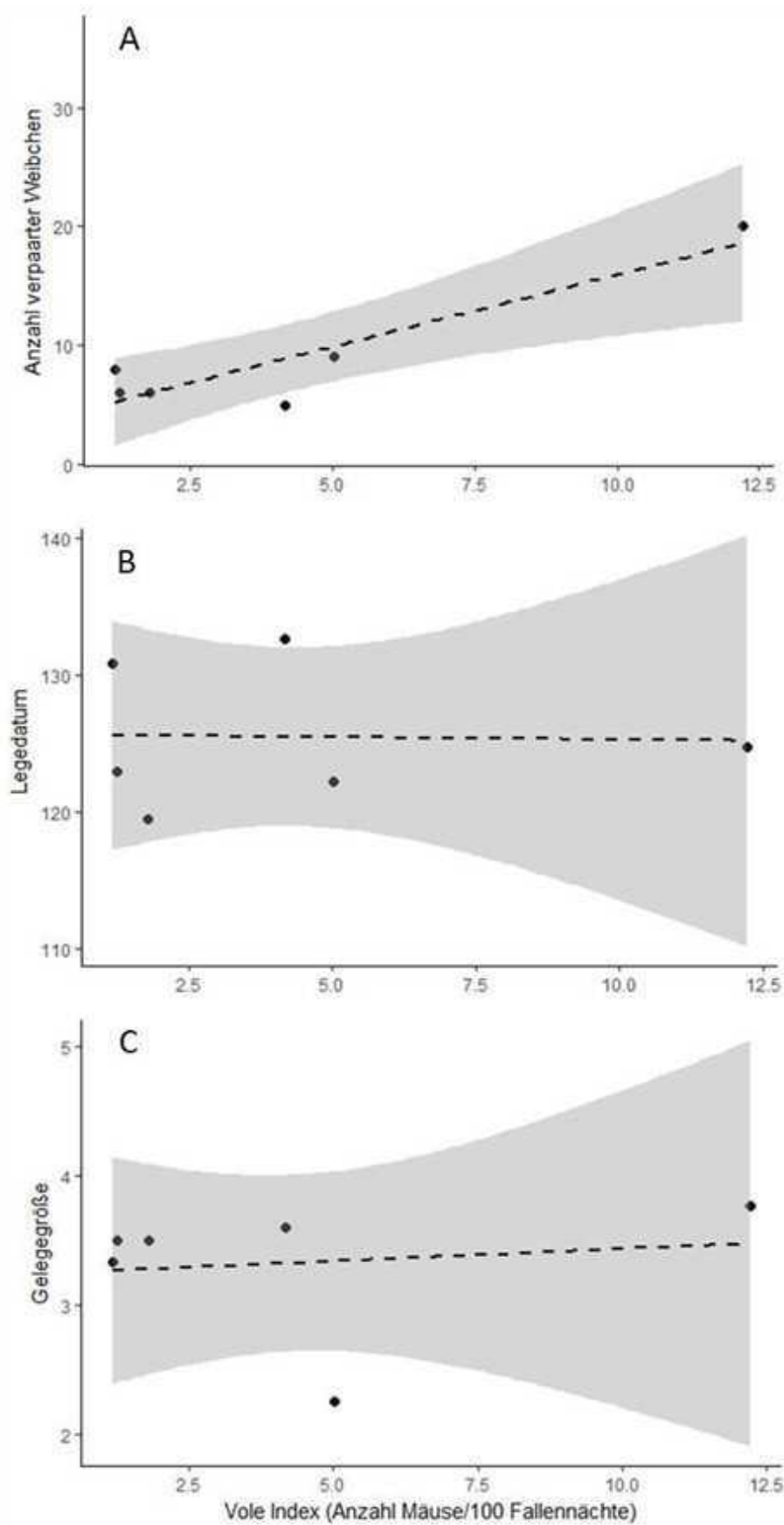


Abb. 3-5: (A) Jährliche Anzahl verpaarter Weibchen ( $n = 6$  Jahre) vs. Vole Index (Anzahl gefangener Individuen von Wühlmäusen/100 Fallennächte). Generalisiertes Lineares Regressionsmodell:  $df = 5$ ,  $z = 3,674$ ,  $p < 0,001$ , pseudo  $R^2 = 85,37\%$  Die unabhängige Variable Vole Index erklärte 85% der Variation in den Weibchenzahlen. (B) Jährliches mittleres Legedatum dargestellt als Tag des Jahres bzw. Tageszahl vs. Vole Index. Lineares Regressionsmodell ( $n = 6$ ):  $F = 0,7398$ ,  $df = 3$ ,  $p = 0,5481$ ). (C) Jährliche mittlere Gelegegröße vs. Vole Index. Lineares Regressionsmodell ( $n = 6$ ):  $F = 0,1008$ ,  $df = 3$ ,  $p = 0,907$ )

### 3.4 Diskussion

#### Das Nahrungsangebot - Schwankungen der Wühlmausabundanz

Die Abundanz von Wühlmäusen in unserer Studie rangiert zwischen dem niedrigsten Wert von 1,17 und dem Maximalwert von 12,22 gefangenen Individuen/100 Fallennächten. Die ermittelten Dichten bzw. Vole Indizes sind prinzipiell vergleichbar mit den Ergebnissen anderer Studien aus verschiedenen europäischen Regionen, wie beispielsweise die Niederlande, Frankreich, Schottland oder Finnland (KORPIMÄKI 1984, SALAMOLARD ET AL. 2000, REDPATH ET AL. 2002B, KOKS ET AL. 2007). Allerdings konnten wir keine zyklischen Schwankungen der Wühlmauspopulation in den weitgehend natürlichen Habitaten auf den Ostfriesischen Inseln in den sechs Erfassungsjahren (2011-2016) feststellen, wobei regelmäßige Populationszyklen bei Wühlmäusen aus vergleichbaren (halb-)natürlichen Gebieten z.B. vom Lauwersmeer in den Niederlanden grundsätzlich bekannt sind (DIJKSTRA ET AL. 1988, BEEMSTER & DIJKSTRA 1991, BIJLSMA 2005). Dagegen fanden KOKS ET AL. (2007) in ihrer Langzeitstudie im Raum Ost-Groningen von 1990-2005 ebenfalls keine regelmäßigen Schwankungen der Wühlmausdichten. Sie führen dies jedoch auf die landwirtschaftliche Flächennutzung, gekennzeichnet einerseits durch eine fortschreitende Intensivierung der Landnutzung, andererseits durch die Einführung von Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der Europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik, in ihrem Untersuchungsgebiet zurück, die die natürlichen Fluktuationen der Wühlmäuse stark beeinflussen können.

Die zugrundeliegenden, prädationsgesteuerten Mechanismen für zyklische Populationsschwankungen von Kleinsäugetern, insbesondere *Microtus*-Arten in nördlichen Breitengraden sind in den zurückliegenden Dekaden vielfältig untersucht und diskutiert worden (KREBS & MYERS 1974, HANSKI ET AL. 1991, TURCHIN & HANSKI 1997, KORPIMÄKI ET AL. 2002). Dabei bestehen deutliche geografische Unterschiede entlang eines Nord-Süd-Gradienten mit Auswirkungen auf Amplitude und Periodizität der Wühlmauspopulationen. Der zeitliche Verlauf der Zyklen nimmt dabei nach Süden hin ab, von einem etwa fünfjährigen Populationszyklus im nördlichen bis hocharktischen Skandinavien hin zu dreijährigen bzw. schwach bis nicht-fluktuierenden Populationen in Zentral- bzw. Südsandinavien sowie im zentralen und westlichen Europa (HANSSON & HENTTONEN 1985). Auch die Amplitude der Zyklen schwächt sich von Nord nach Süd ab. Während in den Küstengebieten Südskandinaviens Schwankungen kaum erkennbar sind, können im borealen Nordeuropa sehr ausgeprägte Fluktuationen und Peaks auftreten, die die niedrige Populationsphase um das 100-fache übersteigen können (HANSKI ET AL. 1991, LAMBIN ET AL. 2006). Eine Schlüsselrolle für diese geografischen Unterschiede in den Mäusezyklen spielen zwei verschiedene Prädatorengruppen. Entsprechend der „Prädationshypothese“ treiben spezialisierte Prädatoren (z.B. Mauswiesel und verschiedene Eulenarten) die ausgeprägten Wühlmauszyklen im Norden an, während Prädatoren mit einem breiten Nahrungsspektrum, soge-

nannte Generalisten wie z.B. Bussarde und auch Kornweihen, in Kombination mit dem Vorkommen höherer Dichten alternativer Beutearten, einen stabilisierenden Einfluss auf die Wühlmauspopulationen in temperierten Regionen haben können und diese auf einem mitunter niedrigen, aber relativ stabilen Niveau gehalten werden (ERLINGE ET AL. 1984, TURCHIN & HANSKI 1997). Für eine fundierte Einordnung der Ergebnisse dieser Studie fehlen jedoch detaillierte Kenntnisse zu Verbreitungsmustern und Populationsdynamik von Wühlmäusen in natürlichen oder zumindest weitgehend natürlichen Habitaten in temperierten Zonen Mitteleuropas und insbesondere auf Wattenmeerinseln sowie in den Festlandslebensräumen entlang unserer Wattenmeerküste (NIEDRINGHAUS ET AL. 2008). Unsere Studie schließt diese Wissenslücke, für eine Einordnung unserer Ergebnisse fehlen allerdings Vergleichsstudien.

TKADLEC & STENSETH (2001) wiesen in ihrer Studie in Zentraleuropa einen neuen geografischen Gradienten nach. Dieser Gradient erstreckt sich von stabileren, allenfalls saisonal schwankenden Populationen entlang der polnischen Ostseeküste zu mehrjährig fluktuierenden bzw. zyklischen Populationen in den südlichsten Teilen Zentraleuropas und stellt damit eine Umkehr des fennoskandischen Gradienten dar. Die Autoren erklären dies mit einer geringeren Saisonalität in Küstengebieten aufgrund der geringeren jährlichen Temperaturamplitude (ausgleichender Effekte des Meeres) und der damit einhergehenden längeren Fortpflanzungsperiode im Vergleich zu südosteuropäischen Regionen mit einer stärkeren Saisonalität (heiße Sommer und kalte Winter). In Südwesteuropa, wie z.B. in Frankreich zeigen *Microtus*-Populationen dagegen ebenfalls wieder ausgeprägte mehrjährige Zyklen, die vergleichbar mit denen in Nordskandinavien sind (LAMBIN ET AL. 2006, JACOB ET AL. 2014). Allerdings wurde in den letzten 40 Dekaden in den nordskandinavischen *Microtus*-Populationen beobachtet, dass sich die drei- bis vierjährigen Zyklen aufgrund von Veränderungen in der nordatlantischen Oszillation infolge der globalen Erderwärmung stark abgeschwächt haben, so dass die Bestände nun eher in jährlichen Rhythmen schwanken (HÖRNFELDT et al. 2005).

Unsere beobachtete Mäusepopulationsdynamik auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln bewegt sich weitgehend im Rahmen dessen, was TKADLEC & STENSETH (2001) für ein polnisches Küstengebiet beobachtet haben, wenngleich das erste Erfassungsjahr 2011 in unserer Studie ein Gradationsjahr im Vergleich zu den folgenden Jahren gewesen sein könnte, in denen sich die Dichten auf niedrigem Niveau einpendelten. Der untersuchte Zeitraum reicht aus, um den 3-4-Jahreszyklus von Wühlmäusen in temperierten Zonen, sofern vorhanden, nachweisen zu können. Daher gehen wir davon aus, dass es sich hier um eine *Microtus*-Population handelt, die durch ihr Vorkommen in einem Küstenlebensraum keinem Mehrjahreszyklus unterworfen ist und allenfalls saisonalen Schwankungen im Jahresverlauf folgt. Darüber hinaus handelt es sich bei den Kornweihen um Nahrungsgeneralisten (CLARKE ET AL. 1993), die aufgrund ihres breiten Nahrungsspektrums (SCHIPPER 1975, REDPATH ET

AL. 2001A, WATSON 2010) zudem einen zusätzlich stabilisierenden Einfluss auf die Wühlmauspopulationen haben können.

### **Kornweihen-Brutbestand und Reproduktionsleistung im Zusammenhang mit der Wühlmausdichte**

Die Dichte von Wühlmäusen ist im Sommer wesentlich höher als im Frühjahr (DIJKSTRA ET AL. 1988). Die Phase unserer Mäusezählungen erstreckte sich jährlich von Mai bis Juni und damit in der Kernbrutphase der Kornweihen. Die Revierbildung und Legephase waren dann bereits abgeschlossen. Da die sommerliche Wühlmausabundanz jedoch positiv korreliert ist mit der Dichte von Mäusen im Frühjahr (BUTET & LEROUX 2001), können wir, basierend auf unseren Dichteangaben vom Frühsommer, auf das einige Wochen früher vorhandene Nahrungsangebot in der Zeit der Paarbildung und Legephase schließen. Wenn im Frühsommer eine hohe Wühlmausabundanz besteht, muss sie auch bereits im zeitigen Frühjahr vergleichsweise hoch gewesen sein.

Vor diesem Hintergrund konnten wir einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Brutbestand von Kornweihen und der Abundanz von Wühlmäusen im untersuchten Zeitraum nachweisen. Dieses Ergebnis bestätigt die Bedeutung und den positiven Einfluss des Nahrungsangebotes in der Vorbrutphase auf die Brutpaardichte von Kornweihen, wie es bereits auch für weitere wühlmausfressende Greifvogel- und Eulenarten wie z.B. Wiesenweihe *Circus pygargus*, Turmfalke *Falco tinnunculus*, Sumpfohreule *Asio flammeus* belegt wurde (HAMERSTROM 1979, KORPIMAKI & NORRDAHL 1991, KORPIMÄKI 1994, SALAMOLARD ET AL. 2000, REDPATH ET AL. 2002B, NEWTON 2010). Kornweihen-Weibchen zeitigten ihre Gelege im Zeitraum zwischen der letzten Aprildekade und der ersten Maidekade. Diesen Zeitraum der Legephase haben auch MILLON ET AL. (2002) in ihren Studien an Kornweihen in Frankreich und REDPATH ET AL. (2002a) im schottischen Hochland ermittelt. Im Durchschnitt lag der Legezeitpunkt unserer untersuchten Nester etwa um den 05. Mai. Die Zeitpunkte der Eiablage variierten zwischen den Jahren um  $\pm 8$  Tage, der Legezeitraum ist damit zeitlich vergleichsweise eng (WATSON 2010). Im Hinblick auf einen Einfluss der Wühlmausdichte auf das Legedatum konnte unsere Studie allerdings kein Zusammenhang nachgewiesen. In anderen Studien an Kornweihen-Brutpopulationen verschob sich bei geringer Mäusedichte der Legezeitpunkt der Nester zeitlich nach hinten verschob (SIMMONS 2000). Für Wiesenweihen in Frankreich und den Niederlanden konnten SALAMOLARD et al. (2000) und KOKS et al. (2007) zeigen, dass sie in mäusereichen Jahren früher mit der Eiablage begannen als in Jahren mit einem geringen Mäuseangebot im Frühjahr. Ein „Supplementary Feeding-Experiment“ von REDPATH ET AL. (2001B) zeigte, dass ein größeres Nahrungsangebot (in ihrer Studie herbeigeführt durch zusätzlich angebotene Beutestücke) wie in unserer Studie auch nicht zu einem früheren Legestart führte. Vielmehr griffen Kornweihen hier erst auf das zusätzliche Nah-

rungsangebot zurück, als der Legetermin unmittelbar bevorstand und die Weibchen für die Produktion der Eier kurzfristig einen erhöhten Energiebedarf hatten. Der Legezeitpunkt selbst scheint dann aber trotzdem weitgehend unabhängig davon festzustehen.

Der Zeitpunkt der Gelegeinitiierung kann, neben dem Nahrungsangebot und dessen Verfügbarkeit in temperierten Regionen Mitteleuropas vor allem auch von der Tageslänge und dem Wetter (Temperatur, Niederschlag) beeinflusst sein (GARCÍA & ARROYO 2001, TAPIA & ZUBEROGOITIA 2018). So gibt SCHIPPER (1978) an, dass Kornweihen ihre Legephase erst ab einem bestimmten „Stichtag“ begannen. Dieser „Stichtag“ wird theoretisch-rechnerisch definiert als der erste Tag nach dem 13. April mit einer Temperatur über 6°C, gefolgt von mindestens zwei Tagen ohne Temperaturrückgang und keinem weiteren Temperaturrückgang in den danach folgenden Tagen von mehr als 25% (SCHIPPER 1978). Die durchschnittlichen Frühjahrstemperaturen insgesamt und auch die Niederschlagsmengen hatten in seiner Studie keinen signifikanten Einfluss auf den jährlichen Legebeginn. In der vorliegenden Studie konnten die mittleren jährlichen Legedaten der Kornweihen dagegen nicht durch die mittleren Apriltemperaturen ab dem 13.04. erklärt werden. Sie zeigten keinen signifikanten Zusammenhang (Lineares Regressionsmodell:  $F = 0,9108$ ,  $df = 7$ ,  $p = 0,3717$ ). Kornweihen als Teil- oder allenfalls Kurzstreckenzieher haben gegenüber Langstreckenziehern, wie z.B. Wiesenweihen möglicherweise einen Vorteil hinsichtlich der Witterungsbedingungen im Frühjahr und dem Beginn ihrer jeweiligen Brutphasen. Ihnen steht ein insgesamt größeres Brut-Zeitfenster zur Verfügung, das ihnen einerseits einen flexibleren Brutbeginn erlauben könnte. Andererseits haben sie am Ende der Brutzeit keinen oder weniger Zeitdruck, rechtzeitig die Jungvögel flügge zu bekommen, eben weil sie nicht bis zu einem spätesten Zeitpunkt in ihre Überwinterungsgebiete abgezogen sein müssen und davor noch entsprechend Fettreserven angelegt haben müssen. So können Kornweihen ihre Jungvögel auch noch bis weit in den August hinein füttern bzw. betreuen, bis diese selbständig sind.

Die Wühlmausabundanz hatte keinen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die Größe der Gelege, die allerdings insgesamt vergleichsweise klein sind (REDPATH ET AL. 2002B, AMAR ET AL. 2003, DE BOER & KLAASSEN 2007, NEWTON 2010). An dieser Stelle muss jedoch auf das Jahr 2013 hingewiesen werden, in dem die Kornweihen-Gelege nochmals deutlich kleiner waren als in den Jahren zuvor und danach. Der Grund dafür ist unbekannt. Ohne dieses Untersuchungsjahr waren die Gelege tendenziell etwas größer in Jahren mit einer höheren Wühlmausabundanz. Studien an Kornweihen in Südschottland oder an Wiesenweihen in Nordost-Frankreich und den Niederlanden konnten ebenfalls zeigen, dass deren Gelege in guten Mäusejahren größer waren und zudem in solchen Jahren auch früher gezeitigt wurden (SALAMOLARD ET AL. 2000, BUTET & LEROUX 2001, REDPATH ET AL. 2002B, KOKS ET AL. 2007). Legedatum und Gelegegröße können auch Ausdruck für die individuelle Fitness von Kornweihen sein (DAAN ET AL. 1990). Die eher geringe Gelegegröße zeigt möglicherweise eine schwächere Fitness der Kornweihen an, die (unabhängig vom Nahrungsangebot) z.B. auch im Zusammenhang mit einer potentiell

len Überalterung der Brutpopulation stehen kann, wenngleich weitere Faktoren wie Witterungsbedingungen oder Prädation die Reproduktionsleistung beeinflussen können.

Doch auch wenn unsere Modelle keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der Wühlmausdichte und den Kornweihen-Reproduktionsparametern nachweisen konnten, haben Nahrungsanalysen von Gewöllen adulter und juveniler Kornweihen gezeigt, dass Wühlmäuse einen überwiegenden Anteil im Nahrungsspektrum während der Bebrütungsphase und vor allem während der Aufzucht der Jungvögel ausmachen (vgl. Kap. 4 sowie VOSKUHL et al. (2013)). Unsere Ergebnisse verdeutlichen die Relevanz eines entsprechend hohen Nahrungsangebotes an Wühlmäusen insbesondere in der Vorbrutphase der Kornweihen und deren positiver Einfluss auf die Anzahl der zur Brut schreitenden Weibchen. Im Hinblick auf den Legebeginn und die Gelegegröße scheint die Wühlmausdichte von weniger großer Bedeutung zu sein, wenngleich Wühlmäuse im Nahrungsspektrum gegenüber anderen Beutetiergruppen in den meisten Untersuchungsjahren dominieren. Kornweihen als Generalisten nutzen bei geringerer Wühlmausdichte andere Beutetiergruppen und sind so im Hinblick auf das Zeitigen ihrer Gelege und deren Größe weniger abhängig vom Vorkommen an Wühlmäusen. Mit ihrem breiteren Nahrungsspektrum tendieren sie so zu stabileren Gelegegrößen, da sie bei einem Mangel eines Beutetyps weniger stark beeinflusst sind. Im Hinblick auf die Populationsentwicklung stellt die Wühlmausabundanz insbesondere in der Vorbrutphase einen wichtigen Treiber dar. Es wird auch deutlich, dass vertiefende Einsichten in nahrungsökologische Wechselbeziehungen zwischen Kornweihen und ihren Beutetieren sowie deren Konsequenzen für den Brutbestand und die Reproduktionsleistung grundlegend sind für das Verständnis der gegenwärtigen Populationssituation. Sie können daher einen wichtigen Beitrag zur Erarbeitung erforderlicher Schutzmaßnahmen leisten.

### 3.5 Literatur

- AMAR, A., REDPATH, S. & THIRGOOD, S. (2003): Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111 (3): 377-384.
- BEEMSTER, N. & DIJKSTRA, C. (1991): Roofvogels in de Nederlandse wetlands. Variaties in voedselaanbod: woelmuizen. Intern rapport 21.
- BIJLSMA, R. (2005): Trends and breeding performance of raptors in the Netherlands in 2004. *De takkeling* 13: 9-56.
- BOYE, P. (1996): Formeln zur Berechnung der Populationsgröße aufgrund von Fang-Wiederfang-Studien: Eine Übersicht für Einsteiger. *Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz*, 46: 173-179, Bonn-Bad Godesberg.
- BOYE, P. & MEINIG, H. (1996): Flächenbezogene Erfassung von Spitzmäusen und Mäusen. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 46: 45-54, Bonn-Bad Godesberg.
- BUTET, A. & LEROUX, A. B. A. (2001): Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation* 100 (3): 289-295.
- CLARKE, R., BOURGONJE, A. & CASTELIJNS, H. (1993): Food niches of sympatric Marsh Harriers *Circus aeruginosus* and Hen Harriers *C. cyaneus* on the Dutch coast in winter. *Ibis* 135 (4): 424-431.

- DAAN, S., DIJKSTRA, C., DRENT, R. & MEIJER, T. (1989): Food supply and the annual timing of avian reproduction. *Proceedings of the International Ornithological Congress* 19: 392-407.
- DAAN, S., DIJKSTRA, C. & TINBERGEN, J. M. (1990): Family Planning in the Kestrel (*Falco tinnunculus*): the Ultimate Control of Covariation of Laying Date and Clutch Size. *Behaviour* 114 (1-4): 83-116.
- DE BOER, P. & KLAASSEN, O. (2007): Minder blauw op de Wadden: achtergronden van de afname van Blauwe Kiekendieven op Ameland en Terschelling. *Limosa* 80 (4): 129.
- DIJKSTRA, C., DAAN, S., MEIJER, T., CAVÉ, A. & FOPPEN, R. (1988): Daily and seasonal variations in body mass of the kestrel in relation to food availability and reproduction. *Ardea* 76 (2): 127-140.
- ERLINGE, S., GORANSSON, G., HOGSTEDT, G., JANSSON, G., LIBERG, O., LOMAN, J., NILSSON, I. N., VON SCHANTZ, T. & SYLVÉN, M. (1984): Can vertebrate predators regulate their prey? *The American Naturalist* 123 (1): 125-133.
- FELDT, T. (2010): Brut- und Jagdhabitatwahl zweier sympatrischer Weihenarten (*Circus cyaneus* und *Circus aeruginosus*) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. (2001): Effect of abiotic factors on reproduction in the centre and periphery of breeding ranges: a comparative analysis in sympatric harriers. *Ecography* 24 (4): 393-402.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I. & KOOP, B. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland.
- GRAHAM, I. M., REDPATH, S. M. & THIRGOOD, S. J. (1995): The diet and breeding density of Common Buzzards *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. *Bird Study* 42 (2): 165-173.
- GURNELL, J. & FLOWERDEW, J. R. (2006): Live trapping small mammals: a practical guide. Mammal Society, London.
- HÄLTERLEIN, B., FLEET, D., HENNEBERG, H., MENNEBÄCK, T., RASMUSSEN, L., SÜDBECK, P. & THORUP, O. (1995): Anleitungen zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. *Wadden Sea Ecosystem*, 3, Wilhelmshaven.
- HAMERSTROM, F. (1979): Effect of prey on predator: voles and harriers. *The Auk* 96 (2): 370-374.
- HANSKI, I., HANSSON, L. & HENTTONEN, H. (1991): Specialist Predators, Generalist Predators, and the Microtine Rodent Cycle. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 353-367.
- HANSSON, L. & HENTTONEN, H. (1985): Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia* 67 (3): 394-402.
- HECKENROTH, H., LASKE, V., BRÄUNING, C., SÜDBECK, P. & WENDT, D. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- HÖRNFELDT, B. (2004): Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107 (2): 376-392.
- HÖRNFELDT, B., HIPKISS, T. & EKLUND, U. (2005): Fading out of vole and predator cycles? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272 (1576): 2045-2049.
- JACOB, J., MANSON, P., BARFKNECHT, R. & FREDRICKS, T. (2014): Common vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Management Science* 70 (6): 869-878.
- KNIPPING, N. (2014): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg, Oldenburg.
- KNIPPING, N., DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2017): Schlupf- und Bruterfolg von Kornweihen (*Circus cyaneus*) im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. *Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten* 7: 181-185.
- KNIPPING, N., VOSKUH, J. & STAHL, J. (2014): Von Weihen und Mäusen – Nahrungsökologische Untersuchungen an Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. *Corax* 22 (Sonderheft 1): 49-58.
- KOFFIJBERG, K., BREGNBALLE, T., FRIKKE, J., GNEP, B., HÄLTERLEIN, B., HANSEN, M. B., KÖRBER, P., REICHERT, G., UMLAND, J. & VAN DER MEIJ, T. (2020): Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991- 2017

- and results of total counts in 2006 and 2012. Wadden Sea Ecosystem, 40, Common Wadden Sea Secretariat,, Wilhelmshaven.
- KOFFIJBERG, K., DIJKSEN, L., HÄLTERLEIN, B., LAURSEN, K., POTEI, P. & SÜDBECK, P. (2006): Breeding Birds in the Wadden Sea in 2001: Results of the Total Survey in 2001 and Trends in Numbers Between 1991-2001. Wadden Sea Ecosystem, 22, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- KOKS, B. J., TRIERWEILER, C., VISSER, E. G., DIJKSTRA, C. & KOMDEUR, J. (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? Ibis 149 (3): 575-586.
- KORPIMÄKI, E. (1984): Population dynamics of birds of prey in relation to fluctuations in small mammal populations in western Finland. Annales Zoologici Fennici 21 (3): 287-293.
- KORPIMÄKI, E. (1994): Rapid or Delayed Tracking of Multi-Annual Vole Cycles by Avian Predators? Journal of Animal Ecology 63 (3): 619-628.
- KORPIMAKI, E. & NORRDAHL, K. (1991): Numerical and Functional Responses of Kestrels, Short-Eared Owls, and Long-Eared Owls to Vole Densities. Ecology 72 (3): 814-826.
- KORPIMÄKI, E., NORRDAHL, K., KLEMOLA, T., PETTERSEN, T. & STENSETH, N. C. (2002): Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experimentation and model extrapolation. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 269 (1495): 991-997.
- KREBS, C. J. (1966): Demographic Changes in Fluctuating Populations of *Microtus californicus*. Ecological Monographs 36 (3): 239-273.
- KREBS, C. J. & MYERS, J. H. (1974): Population cycles in small mammals. In (Hrsg.), Advances in ecological research, Elsevier, 8: 267-399.
- KRÜGER, T., LUDWIG, J., PFÜTZKE, S. & ZANG, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN), Hannover.
- KUZNETSOVA, A., BROCKHOFF, P. B. & CHRISTENSEN, R. H. (2017): lmerTest package: tests in linear mixed effects models. Journal of statistical software 82 (1): 1-26.
- LAMBIN, X., BRETAGNOLLE, V. & YOCCOZ, N. G. (2006): Vole population cycles in northern and southern Europe: Is there a need for different explanations for single pattern? Journal of Animal Ecology 75 (2): 340-349.
- LEYRER, J., FRIKKE, J., HÄLTERLEIN, B., KOFFIJBERG, K., KÖRBER, P. & REICHERT, G. (2019): Managing Predation Risk for Breeding Birds in the Wadden Sea: Results from a Workshop in Tönning, Schleswig-Holstein, 7-8 March 2017. Workshop Report, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- MACKIN-ROGALSKA, R. & NABAGŁO, L. (1990): Geographical Variation in Cyclic Periodicity and Synchrony in the Common Vole, *Microtus arvalis*. Oikos 59 (3): 343-348.
- MARTIN, T. E. (1987): Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. Annual review of ecology and systematics 18 (1): 453-487.
- MEBS, T. & SCHMIDT, D. (2006): Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens - Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- MILLON, A., BOURRIOUX, J. L., RIOLS, C. & BRETAGNOLLE, V. (2002): Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. Ibis 144 (1): 94-105.
- MILLON, A. & BRETAGNOLLE, V. (2008): Predator population dynamics under a cyclic prey regime: numerical responses, demographic parameters and growth rates. Oikos 117 (10): 1500-1510.
- NEWTON, I. (1998): Population limitation in birds. Academic press, London.
- NEWTON, I. (2003): The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. In (Hrsg.), Birds of Prey in a Changing Environment. , Scottish Natural Heritage, Edinburgh: 5-23.
- NEWTON, I. (2010): Population ecology of raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- NEWTON, I. (2013): Bird Populations. HarperCollins, London.
- NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V. & JANIESCH, P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, 11, Wilhelmshaven.
- OBERDIEK, N., KÄMPFER, S., DIERSCHKE, J. & JEROMIN, K. (2012): Zur Situation der Sumpfohreule *Asio flammeus* in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Eulen-Rundblick 62: 29-32.

- GenericPINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S. & SARKAR, D. (2018). R Core Team (2018). nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-137.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2021): R: A language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org>.
- RASMUSSEN, L. M., FLEET, D. M., HÄLTERLEIN, B., KOKS, B. J., POTEI, P. & SÜDBECK, P. (2000): Breeding Birds in the Wadden Sea in 1996: Results of a Total Survey in 1996 and of Numbers of Colony Breeding Species between 1991 and 1996. Wadden Sea Ecosystem, 10, Wilhelmshaven.
- REDPATH, C., THIRGOOD, S. & REDPATH, S. (1995): Evaluation of methods to estimate field vole *Microtus agrestis* abundance in upland habitats. Journal of Zoology 237 (1): 49-55.
- REDPATH, S. M., ARROYO, B. E., ETHERIDGE, B., LECKIE, F., BOUWMAN, K. & THIRGOOD, S. J. (2002a): Temperature and hen harrier productivity: from local mechanisms to geographical patterns. Ecography 25 (5): 533-540.
- REDPATH, S. M., CLARKE, R., MADDERS, M. & THIRGOOD, S. J. (2001a): Assessing Raptor Diet: Comparing Pellets, Prey Remains, and Observational Data at Hen Harrier Nests. The Condor 103 (1): 184-188.
- REDPATH, S. M., THIRGOOD, S. J. & CLARKE, R. (2002b): Field Vole *Microtus agrestis* abundance and Hen Harrier *Circus cyaneus* diet and breeding in Scotland. Ibis 144 (1): E33-E38.
- REDPATH, S. M., THIRGOOD, S. J. & LECKIE, F. M. (2001b): Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harriers? Journal of Applied Ecology 38 (6): 1157-1168.
- SALAMOLARD, M., BUTET, A., LEROUX, A. & BRETAGNOLLE, V. (2000): Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. Ecology 81 (9): 2428-2441.
- SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (2018): Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI century. Springer.
- SCHIPPER, W. (1978): A comparison of breeding ecology in three European harriers (*Circus*). Ardea 66 (3): 77-102.
- SCHIPPER, W. J. A. (1975): Comparative study of hunting behaviour of wintering Hen Harriers *Circus cyaneus* and Marsh Harriers *Circus aeruginosus*. Ardea 63: 1-29.
- SCHRÖDER, M., OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J., FELDT, T. & STAHL, J. (2010): Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln. Vogelwelt 131: 231-238.
- SCHRÖPFER, R. (1988): Säugetierbiologisches Praktikum. Universität Osnabrück.
- SIMMONS, R. E. (2000): Harriers of the world: their behaviour and ecology. Oxford University Press on Demand.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, A., GEDEON, K., SCHIKORE, S., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- SYKORA, W. (1978): Methodische Hinweise zur Kleinsäugetierforschung. Abh. U. Ber. Naturkundl. Mus. „Mauritanum“ Altenburg 10: 1-33.
- TAPIA, L. & ZUBEROGOITIA, I. (2018): Breeding and Nesting Biology in Raptors. In SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (Hrsg.), Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century, Springer International Publishing, Cham: 63-94.
- TKADLEC, E. & STENSETH, N. C. (2001): A new geographical gradient in vole population dynamics. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 268 (1476): 1547-1552.
- TURCHIN, P. & HANSKI, I. (1997): An Empirically Based Model for Latitudinal Gradient in Vole Population Dynamics. The American Naturalist 149 (5): 842-874.
- VOSKUHL, J., OBERDIEK, N. & ZUCCHI, H. (2013): Untersuchungen zur Nahrungswahl der Kornweihe (*Circus cyaneus*) auf Langeoog (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) unter besonderer Berücksichtigung des Kleinsäugervorkommens. Acta ornithoecologica 7 (4): 195-216.
- WATSON, D. (2010): The Hen Harrier. A&C Black, London.

- ZELLWEGER-FISCHER, J., SCHAUB, M., MÜLLER, C., RUDIN, M., SPIESS, M. & JENNI, L. (2011): Der Bruterfolg des Turmfalken *Falco tinnunculus*: Resultate und Erkenntnisse aus fünf Jahren integriertem Populationsmonitoring. *Ornithol. Beob* 108: 37-54.
- ZUUR, A., IENO, E. N., WALKER, N., SABELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York.





## Kapitel 4

### Nahrungswahl von Kornweihen für die Jungenaufzucht

NADINE KNIPPING, MANUELA VOSKUHL, JANINA VOSKUHL & JULIA STAHL (*Einreichung als Short Communication in Vorbereitung*)

#### 4.1 Hintergrund

Das Verständnis nahrungsökologischer Zusammenhänge und ihrer Konsequenzen für den Reproduktionserfolg ist ein wichtiger Baustein, um die gegenwärtige Entwicklung der Kornweihenpopulation auf den Wattenmeerinseln zu ergründen und Perspektiven für Schutzmaßnahmen zu entwickeln. Nahrungsangebot sowie Nahrungswahl beeinflussen die Kondition von Jung- und Altvögeln sowie die Überlebensraten innerhalb und außerhalb der Brutsaison und damit die Rückkehraten von adulten Brutvögeln in Folgejahren ins Brutgebiet wie auch die Rekrutierungswahrscheinlichkeit von Jungvögeln in die lokale Brutpopulation (NEWTON 1980, MARTIN 1987, NEWTON 2003). Studien zum Nahrungsangebot für Kornweihen während der Brutzeit (Kapitel 3) werden ergänzt durch Untersuchungen zur Nahrungswahl. Die folgenden Untersuchungsfragen stehen dabei im Zentrum: Welches Beutespektrum wählen Kornweihen zur Aufzucht der Jungen? Welche Rolle spielen verschiedene Beutetiergruppen als Nahrung für Kornweihen?

## 4.2 Methoden

### Gewölleanalyse

Die Erfassung des Beutespektrums von Kornweihen während der Jungenaufzucht am Nest erfolgte anhand von Gewölleuntersuchungen (MARTI et al. 2007). Die Grundlage für die Analyse des Nahrungsspektrums nicht-flügler Kornweihen bilden insgesamt 237 aus bekannten Nestern eingesamelte Gewölle aus den Jahren 2009-2015 (Tab. 4-1). Dabei ist die Zahl der Gewölle sowohl pro Jahr als auch pro Insel sehr unterschiedlich. Sie war abhängig vom Vorkommen bekannter Bruten einerseits und davon, ob das zugehörige Weibchen vor einer Nestkontrolle das Nest zufällig gerade gereinigt hatte oder nicht.

Tab. 4-1: Übersicht über den Probeumfang der Gewöllesammlung aus Kornweihennestern im Zeitraum 2009-2015 auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

Jahr	Borkum	Norderney	Langeoog	Spiekeroog	Wangerooge	gesamt
2009	21	13	1	1	0	36
2010	6	16	10	0	0	32
2011	0	34	40	0	0	74
2012	1	20	0	0	10	31
2013	0	20	0	0	8	28
2014	0	3	0	0	15	18
2015	0	18	0	0	0	18
<b>gesamt</b>	<b>28</b>	<b>124</b>	<b>51</b>	<b>1</b>	<b>33</b>	<b>237</b>

Die Gewölle wurden für die weitere Analyse entnommen und im Labor der AG Landschaftsökologie, Universität Oldenburg weiter analysiert. Zur Zerlegung der Gewölle in die Einzelbestandteile wurden sie in einer Petrischale mit warmem Wasser eingeweicht (Abb. 4-1).



Abb. 4-1: Gewölle von Kornweihen in verschiedenen Größen sowie aufgelöstes Gewölle in Petrischale (Foto: N. Zeuner).

Mit Hilfe von Pinzetten wurden vorhandene Knochen- und Schädelreste sowie Kleinstgefieder von Haaren separiert und getrocknet. Für die Bestimmung der Kleinsäuger wurde neben einem Binokular ein digitaler Messschieber zur Vermessung der Länge von Zahnreihen verwendet (ZEUNER 2011).

Kleinsäuger, insbesondere Echte Mäuse (*Murinae*), Wühlmäuse (*Arvicolinae*) und Hasenartige (*Lagomorpha*) wurden anhand vorhandener Zähne bzw. Zahnreihen in Unter- oder Oberkiefer mit Hilfe der Bestimmungsschlüssel von JENRICH et al. (2012) und TURNI (1999), sowie durch den Vergleich mit Abbildungen der Zahnreihen aus NIETHAMMER & KRAPP (1978) identifiziert. In Zweifelsfällen wurde eine Vergleichssammlung herangezogen. Die Anzahl vorhandener Kleinsäuger in einem Gewölle wurde nach der Anzahl rechter bzw. linker Unterkiefer und der Oberschädel festgelegt. Nicht eindeutig zuzuordnende Nagetierreste in Gewöllen wurden bei der Darstellung der Beutetiergruppen aufgrund des Fehlens anderer Nagetierarten auf den Ostfriesischen Inseln als Wühlmäuse gewertet (KLEINEKUHLE et al. 2023). Die Analyse von Greifvogelgewöllen ist im Gegensatz zur Analyse von Eulengewöllen schwieriger, da die Magensäfte der Greifvögel die für die Artbestimmung notwendigen Knochenreste der Beute sehr gut zersetzen (MÄRZ 2011).

### Analyse Nestkameradaten

Zusätzlich zur Gewölleanalyse wurde die Nahrungswahl von Kornweihen zur Jungenaufzucht auch mit Hilfe von Nestkameras untersucht. Im Zeitraum von 2010-2015 wurden insgesamt 15 Kornweihenbruten mit Nestkameras ab dem Schlupf der Küken überwacht (Tab. 4-2).

Tab. 4-2: Anzahl Kornweihennester mit Nestkameraüberwachung im Zeitraum 2010-2015.

Jahr	Borkum	Norderney	Langeoog	Spiekeroog	Wangerooge
2010	1	2		1	
2011		3	2		
2012		2			1
2013					
2014					1
2015		2			

Dazu wurden automatische Kameras (Moultrie Feeders, GameSpy i60) an ausgewählten Nestern jeweils im Zeitraum von Mitte Mai (zum Schlupf der Küken) bis Ende Juli (nach dem Ausfliegen der Jungvögel) positioniert (Abb. 4-2). Die Kameras reagieren tagsüber sowie nachts über einen internen Bewegungsmelder (nachts mit Infrarotblitz) und lösen bei Bewegung im fokussierten Bereich des Nestes aus. Es wurden Bildreihen von bis zu neun Bildern pro Auslösung aufgenommen. Die Bilder wurden auf SD-Karten gespeichert, die während der Nestkontrollen ausgewechselt wurden. Sämtli-

che Bilddaten wurden komplett durchgesehen. Jedes Bild wurde entsprechend der aufgenommenen Aktion (z.B. Weibchen anwesend, Küken allein im Nest, Weibchen fütternd etc.) codiert. Bei jeder festgestellten Fütterung wurde das Beuteobjekt mindestens auf Gruppenniveau (Nagetiere Rodentia, Wühlmäuse Arvicolinae, Echte Mäuse Muridae, Hasenartige Lagomorpha, Singvogel Passeriformes, Nicht-Singvogel Non-Passeriformes, unbekannt) bestimmt. Eine Bestimmung auf Artniveau insbesondere der Mäuse war aufgrund der Kameraperspektive und Bildqualität in den meisten Fällen nicht möglich.



Abb. 4-2: Kamera an einem Nest mit brütendem Weibchen auf Langeoog 2011 (Foto: J. Voskuhl). Bild einer Nestkamera mit beuteeintragendem Weibchen (hier Wühlmäuse) für ihre wenige Tage alten Küken auf Norderney 2010.

Die Kameras produzierten insgesamt 198.672 Bilddaten. Auf dem Großteil der Bilder (86,7%) war entweder das Weibchen anwesend (brütend oder hudernd) am Nest zu sehen oder die Küken waren alleine im Nest. 16.154 Bilder (8,3%) zeigten Fütterungsereignisse (Abb. 4-2). Dies entspricht jedoch nicht der realen Anzahl an dokumentierten Fütterungen, da die Serienbildeinstellung der Kameras in der Regel mehr als ein Bild pro Fütterungsereignis produzierten. Die Weibchen brachten pro Fütterung immer nur ein Beuteobjekt zu den Küken ins Nest. Daher ist die Anzahl der dokumentierten Beuteobjekte gleichzusetzen mit der Anzahl an Fütterungen. 899 Fütterungsereignisse konnten so im Zeitraum von 2010-2015 in den 15 kameraüberwachten Nestern dokumentiert und die Art des Beuteobjektes bestimmt werden.

### 4.3 Ergebnisse

#### Beutespektrum in Jungvogel-Gewöllen

Für die Ermittlung der Nahrungswahl von Kornweihen während der Aufzuchtphase wurden insgesamt 237 Gewölle nicht-flügler Kornweihen auf ihre Nahrungsbestandteile bzw. deren Reste hin analysiert. Die Gewölle enthielten, neben einem sehr geringen Anteil an Insekten und Schnecken, insgesamt 461 Nahrungsbestandteile, die entweder als Säugetier (n = 265) oder als Vogel (n = 205) bestimmt werden konnten. Aufgrund des starken Zersetzungs- bzw. Verdauungszustandes der Nahrung war ein Teil der Nahrungsteile in den Gewöllen sowohl von Säugetieren und auch von Vögeln nicht näher zu spezifizieren. Unter den Nahrungsresten konnten 65 Teile lediglich der Gruppe der Vögel zugeordnet werden, weitere 63 Teile lediglich als Säugetier. Das entspricht einem nicht näher bestimmbar Anteil von 13,7% für Säugetiere bzw. 14,1% für Vögel.

Die in den Gewöllen enthaltenen näher bestimmbar Bestandteile der verschiedenen Beutetierarten wurden zu Beutetiergruppen zusammengefasst. Nagetiere (Rodentia) und Singvögel bilden die beiden größten Beutetiergruppen im Beutespektrum juveniler Kornweihen (Abb. 4-3).

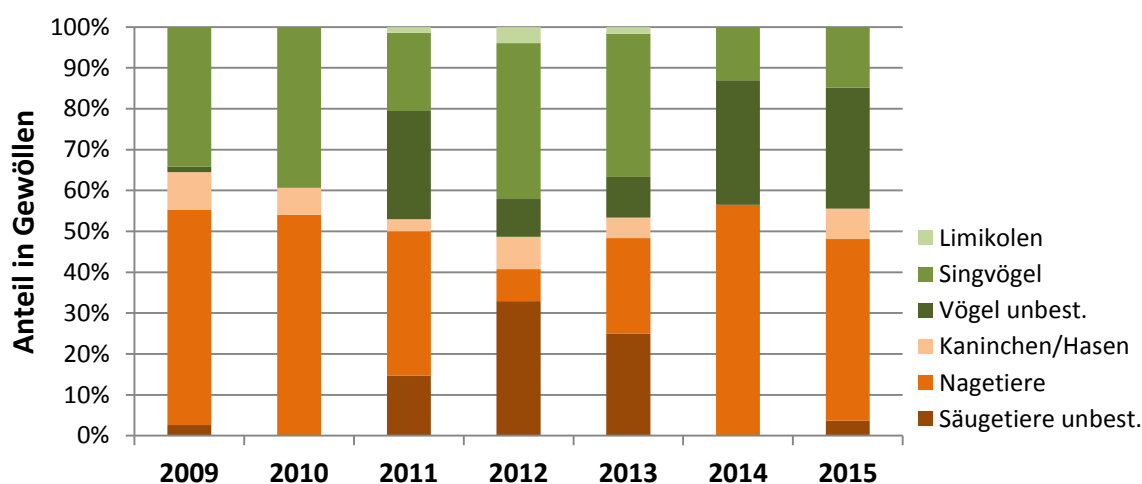


Abb. 4-3: Anteilsverteilung der verschiedenen Beutetiergruppen in Gewöllen von Kornweihen-Jungvögeln im Zeitraum 2009-2015 auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (n = 237).

In geringen Anteilen wurden zudem auch Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*), Feldhasen (*Lepus europaeus*) und Limikolen (Charadriiformes) verfüttert. Zwar schwankten die Anteile von Säugetieren und Vögeln in der Nahrung juveniler Kornweihen im Verlauf des Untersuchungszeitraums leicht, dennoch lag der Säugeranteil in allen Jahren bei mindestens 50% am Gesamtnahrungsspektrum.

Den wesentlichen Bestandteil in der Vogelnahrung von Kornweihen-Jungvögeln machten Singvögel aus. 133 Beutereste konnten eindeutig der Gruppe der Singvögel zugeordnet werden. Hier fand sich

nahezu die volle Bandbreite der auf den Wattenmeerinseln brütenden Singvogelarten. Am häufigsten waren Star (*Sturnus vulgaris*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), Grünfink (*Carduelis chloris*) und Zaunkönig (*Troglodytes troglodytes*) in den Gewöllen vertreten. Weitere Arten waren Bluthänfling (*Linaria cannabina*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Buchfink (*Fringilla coelebs*), Bachstelze (*Motacilla alba*), Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*), Kohlmeise (*Parus major*), Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*), Dorngrasmücke (*Sylvia communis*), Amsel (*Turdus merula*) und Singdrossel (*Turdus philomelos*). In den analysierten Gewöllen befanden sich darüber hinaus sechs Beutereste von Limikolen, die den Gattungen *Calidris* und *Actitis* (wahrscheinlich Flußuferläufer *Actitis hypoleucos*) zugeordnet werden konnten. Hierbei handelte es sich um Arten bzw. Gattungen, die nicht als Brutvögel auf den Ostfriesischen Inseln vorkommen.

In den Gewöllen enthaltene Nahrungsreste von Säugetieren bestanden zu ca. 10 % aus Knochen- und Fellresten von Kaninchen oder Feldhasen (Hasenartige - Lagomorpha, n = 26). Eine Bestimmung auf Artniveau war in den meisten Fällen nicht möglich. Den Großteil der Säugetiere in der Nahrung juveniler Kornweihen macht mit einem Anteil von 64% jedoch die Gruppe der Nagetiere (Rodentia) aus (n = 166). Davon konnten 153 Nahrungsreste der Unterfamilie der Wühlmäuse (Arvicolinae) zugeordnet werden, was einem Anteil von 92% am gesamten Spektrum der in den Gewöllen gefundenen Reste von Nagetieren entspricht. Vertreten waren vor allem die Arten Erdmaus (*Microtus agrestis*), Feldmaus (*Microtus arvalis*) und Rötelmaus (*Myodes glareolus*), wobei Feldmäuse mit 22% (n = 35) am häufigsten vorkamen. Allerdings blieb auch bei den Wühlmäusen ein Anteil von 72% der Gewölleinhalte (n = 111) nicht auf Artniveau bestimmbar.

### **Nahrungsspektrum von Jungvögeln mittels Erfassung durch Nestkamera**

Der Einsatz von Nestkameras an ausgewählten Kornweihenbruten erfolgte einerseits zur Überwachung der Nester, vor allem im Hinblick auf die Dokumentation von Prädationsereignissen. Darüber hinaus lieferten die Kameras aber auch umfangreiches Datenmaterial zum eingetragenen Beutespektrum während der Aufzucht der Jungvögel, wodurch die Ergebnisse der Gewölleanalyse gestützt und erweitert wurden.

Die Kameras dokumentierten im Untersuchungszeitraum von 2010-2015 an 15 Nestern insgesamt 899 Fütterungsereignisse. Da Kornweihen, im Gegensatz zu Eulen, ihre Beute nicht im Ganzen, sondern stückweise fressen und auch die Beutetiere an die Jungvögel in Stücken verfüttern, konnte bei 307 Fütterungen das eingetragene Beuteobjekt nicht näher bestimmt werden, was einem Anteil von 37% entspricht. Bei weiteren 72 aufgenommenen Fütterungsereignissen wurden die Reste der Beute aus der vorherigen Fütterung den Jungvögeln erneut angeboten. Eine Bestimmung der Beuteobjekte auf Artniveau war entweder aufgrund der Kameraauflösung oder aufgrund des Fraßzustandes der

Beute nicht möglich. Damit verbleiben 520 Beuteobjekte, die zumindest einer Beutetiergruppe zugeordnet werden konnten. Insgesamt zeigen die Anteile von Säugetieren und Vögeln deutliche Schwankungen im Verlauf der Untersuchung (Abb. 4-4). Außer im Jahr 2012 lag der Anteil an Säugetieren in der Nahrung der Jungvögel in allen anderen Jahren über 60%. Der Anteil verschiedener Beutearten (z.B. Kaninchen, Mäuse, Wühlmäuse) schwankte zwischen den Jahren.

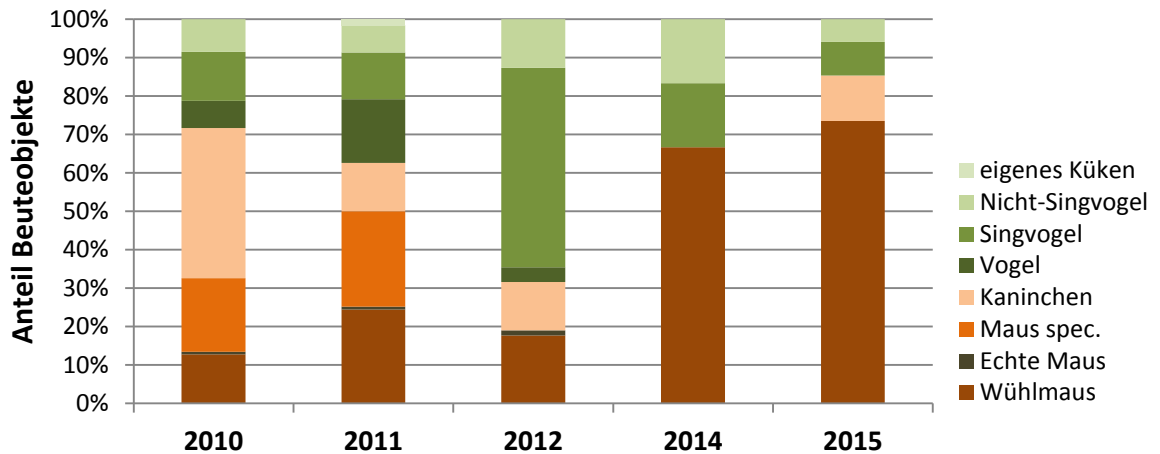


Abb. 4-4: Mittels Nestkamera erfasste Anteile verschiedener Beutetiergruppen im Nahrungsspektrum nicht-flügger Kornweihen im Zeitraum 2010-2015 auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

**Vergleich beider Methoden**

Der Vergleich von Gewölleanalyse und Nestkameradaten als zwei verschiedenen Methoden zur quantitativen Bestimmung von Nahrungsobjekten nestjunger Kornweihen zeigte eine starke Korrelation zwischen dem Anteil an Säugetierresten in Gewöllen und dem Anteil an Säugetierbeuteobjekten, der von den Nestkameras dokumentiert wurde (Abb. 4-5 A). Gleiches gilt für den Zusammenhang zwischen dem Anteil von Vögeln in Gewöllen und den Bildern der Nestkameras (Abb. 4-5 B). Im Gegensatz zu anderen Studien (SIMMONS et al. 1991, REDPATH et al. 2001) kommen die beiden hier angewendeten Methoden zu vergleichbaren Ergebnissen (Abb. 4-5 C).

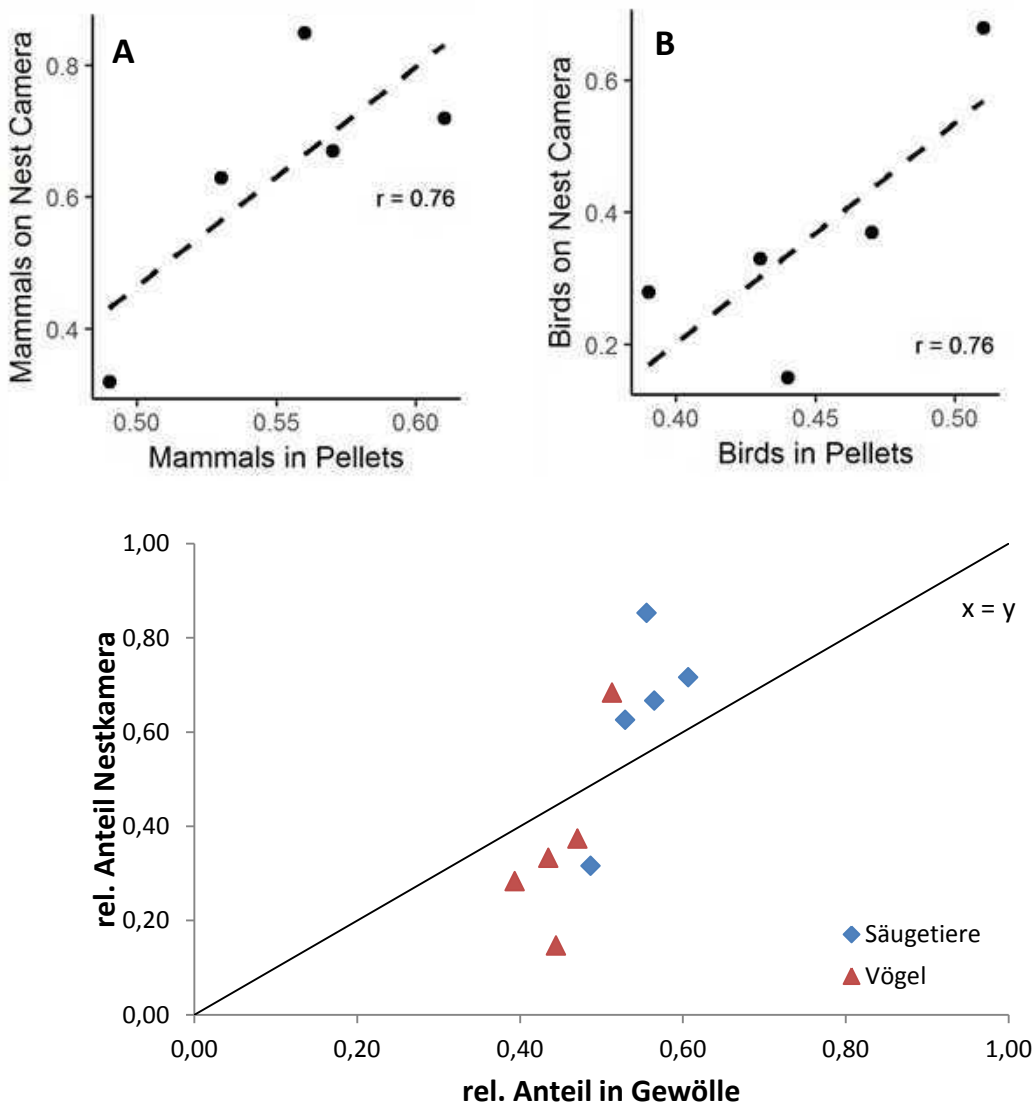


Abb. 4-5: Korrelation zwischen den Anteilen (%) von (A) Säugetier- und (B) Vogel-Beuteobjekten in Gewöllen und Nestkameradaten von 15 Kornweihennestern, (Korrelationskoeffizient nach Pearson  $r = 0,76$ ,  $p = 0,1331$ ), (C) Vergleich der relativen Beuteanteile (%) in Gewöllen und von Nestkameradaten. Die Linie entspricht  $x=y$ .

#### 4.4 Diskussion

Die hier vorliegende Studie zeigt sehr detailliert das Nahrungsspektrum Jungvögel versorgender Kornweihen auf den Wattenmeerinseln auf: zu ca. 60% besteht die Nahrung der Jungvögel aus Säugetieren, vor allem Wühlmäusen (Hauptanteil) und Kaninchen (etwa 10%), zum anderen Teil aus Vögeln. Zwischen den Jahren können die Schwankungen erheblich sein. Kornweihen reagierten damit offensichtlich relativ flexibel auf ein jährlich schwankendes Nahrungsangebot an Kleinsäugetern (siehe Kapitel 3). Der Anteil von Wühlmäusen in der Nahrung der Jungvögel (Daten aus diesem Kapitel) ist nahezu perfekt korreliert mit dem Angebot an Wühlmäusen in dem jeweiligen Jahr (Daten aus Kapitel 3), wie Abb. 4-6 zeigt. In Jahren mit geringem Angebot an (Wühl-)Mäusen werden deutlich mehr Singvögel verfüttert.

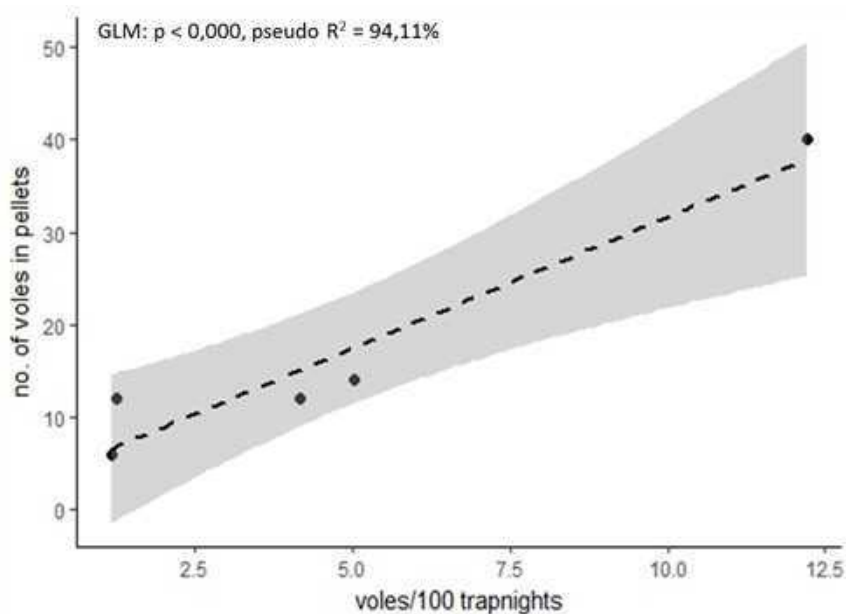


Abb. 4-6: Vergleich von Nahrungsangebot (Individuen pro 100 Fangnächten, siehe Kap. 3) und Nahrungswahl (Wühlmäuse in Gewöllen, Kap. 4).

Naturschutzfachlich relevant ist, dass Kornweihen auch in Jahren mit geringem Wühlmausanteil in der Nahrung der Jungvögel einen gleichbleibend hohen Ausfliegeerfolg der Jungvögel erreichen (siehe auch Kapitel 6). Kornweihen, die als Brutgebiet die natürlichen Lebensräume im Wattenmeer besiedeln, sind damit offenbar weniger stark abhängig von der jährlichen Wühlmausdichte, als Kornweihen anderer europäischer Teilpopulationen (REDPATH et al. 2002, AMAR et al. 2003, SCHLAICH et al. 2021).

Wir danken Winfried Daunicht für die Hilfe bei der Bestimmung der Singvogelreste in den Gewöllen.

## 4.5 Literatur

- AMAR, A., REDPATH, S. & THIRGOOD, S. (2003): Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111 (3): 377-384.
- JENRICH, J., LÖHR, P.-W., MÜLLER, F. & VIERHAUS, H. (2012): Bildbestimmungsschlüssel für Kleinsäugerschädel aus Gewöllen. Quelle & Meyer.
- KLEINEKUHLE, J., BACH, L., DONNING, A. & BERNS, S. (2023): Die freilebenden Säugetiere (Mammalia) der Ostfriesischen Inseln unter besonderer Berücksichtigung der Insel Norderney, der Raubsäuger (Carnivora) und der Fledermäuse (Chiroptera). *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen* 48 (1): 1-19.
- MARTI, C. D., BECHARD, M. & JAKSIC, F. M. (2007): Food Habits. In BIRD, D. M. & BILDSTEIN, K. L. (Hrsg.), *Raptor research and management techniques*, Hancock House, Kanada: 129-152.
- MARTIN, T. E. (1987): Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual review of ecology and systematics* 18 (1): 453-487.
- MÄRZ, R. (2011): *Gewöll- und Rupfungskunde*. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- NEWTON, I. (1980): The role of food in limiting bird numbers. *Ardea* 55 (1-2): 11-30.
- NEWTON, I. (2003): The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. In (Hrsg.), *Birds of Prey in a Changing Environment*, Scottish Natural Heritage, Edinburgh: 5-23.
- NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Bd 1, Rodentia I+II (Sciuridae, Castoridae, Gliridae, Muridae), III (Lagomorpha). Akademische Verlagsgesellschaft.
- REDPATH, S. M., CLARKE, R., MADDERS, M. & THIRGOOD, S. J. (2001): Assessing Raptor Diet: Comparing Pellets, Prey Remains, and Observational Data at Hen Harrier Nests. *The Condor* 103 (1): 184-188.
- REDPATH, S. M., THIRGOOD, S. J. & CLARKE, R. (2002): Field Vole *Microtus agrestis* abundance and Hen Harrier *Circus cyaneus* diet and breeding in Scotland. *Ibis* 144 (1): E33-E38.
- SCHLAICH, A., KLAASSEN, R., SCHAUB, T., POSTMA, M., WIERSMA, P., WESTERHUIS, G., HAKKERT, J., DE VRIES, S. & BOS, J. (2021): *Wadvogels van Allure: blauwe kiekendief en velduil*. Onderzoeks- en monitoringsrapport. *Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels*, Scheemda.
- SIMMONS, R., AVERY, D. & AVERY, G. (1991): Biases in diets determined from pellets and remains: Correction factors for a mammal and bird-eating raptor. *J. Raptor Res* 25 (3): 63-67.
- TURNI, H. (1999): Schlüssel für die Bestimmung von in Deutschland vorkommenden Säugetierschädeln aus Eulengewöllen (Mammalia). *Staatliches Museum für Tierkunde Dresden* 50 (20): 352-397.
- ZEUNER, N. (2011): Charakterisierung des Nahrungsspektrums von Kornweihen (*Circus cyaneus*) im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer" anhand von Gewölleanalysen. Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.

## Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln

Manuela Schröder, Nadine Oberdiek, Jochen Dierschke, Tobias Feldt & Julia Stahl

Schröder, M., N. Oberdiek, J. Dierschke, T. Feldt & J. Stahl 2010: Choice of foraging habitat of Hen Harriers *Circus cyaneus* and Marsh Harriers *C. aeruginosus* on the East Frisian Islands (NW Germany). *Vogelwelt* 131: 231 – 238.

More than half of the German breeding population of Hen Harriers is located on the East Frisian Islands in the Wadden Sea National Park of Lower Saxony. The population size has declined there significantly since 2004, but the reasons for this are largely unknown.

Besides nest site selection, availability and quality of hunting/foraging habitats have an important impact on breeding success. On the East Frisian Islands, Hen Harriers and Marsh Harriers are coexisting as breeding birds. As competition with increasing numbers of Marsh Harriers had been assumed to be the main cause for the decline of Hen Harriers, habitat preferences as well as hunting behaviour of both species were studied in a variety of habitats on the islands Borkum and Norderney. Time budget information from focal areas, stratified by habitat type, was used to investigate habitat preferences of both species, which were analysed with respect to potential competitive interactions between the species.

We found that Hen Harriers foraged preferentially in open dune and grassland areas whereas Marsh Harriers selected reedbed sites as hunting habitats. Thus, our observations do not support the competition hypothesis, as preference for hunting habitats differed considerably between parental male Hen Harriers and Marsh Harriers during nesting and chick rearing period. Based on our results, the decrease of the breeding population of Hen Harriers caused by competitive interactions with Marsh Harriers seems unlikely.

**Key words:** Hen Harrier *Circus cyaneus*, Marsh Harrier *Circus aeruginosus*, habitat choice, interspecific competition, Wadden Sea.

### 1. Einleitung

In Niedersachsen gehörten Kornweihen *Circus cyaneus* früher zu den typischen Brutvögeln der Moore und Heiden. Mit der zunehmenden Zerstörung dieser Lebensräume verschwand die Art als Brutvogel nahezu völlig. Daraufhin wurden in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vermehrt Brutstätten auf den Ostfriesischen Inseln festgestellt (TEMME 1995; GERDES 2000). Bis in die 1990er Jahre haben die Bestände dort deutlich zugenommen. Inzwischen findet sich im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer mehr als die Hälfte des deutschen Brutbestandes der Kornweihe (52 – 66 Brutpaare, MEBS & SCHMIDT 2006; KOFFIJBERG *et al.* 2006; SÜDBECK *et al.* 2007). Seit dem Jahr 2004 ist jedoch eine deutliche Abnahme zu verzeichnen (DIERSCHKE 2008; DIERSCHKE *et al.* 2010). Auf den Westfriesischen Inseln in den Niederlanden ist der Bestand der Kornweihe bereits seit Anfang der 1990er Jahre stark rückläufig (KLAASSEN *et al.* 2006).

Rohrweihen *Circus aeruginosus* zeigen hingegen in weiten Bereichen Mitteleuropas eine positive Bestandsentwicklung und sind heute wieder relativ häufige

Brutvögel (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Sie sind in ganz Deutschland verbreitet, der Bestand wird auf etwa 7.000 Brutpaare geschätzt (SÜDBECK *et al.* 2007). Bis heute hat der Brutbestand der Rohrweihe auf den Ostfriesischen Inseln deutlich zugenommen und beträgt derzeit etwa 84 Paare (M. SCHULZE DIECKHOFF pers. Mitt., M. HECKROTH pers. Mitt.). Bis Ende der 1990er Jahre stiegen die Brutbestände von Korn- und Rohrweihen auf den Ostfriesischen Inseln gleichermaßen an. Ab 1998 setzte jedoch bei der Kornweihe eine Stagnation bzw. ab 2004 sogar eine deutliche Abnahme ein, während die Bestände der Rohrweihe weiter anstiegen (Abb. 1).

Das gleichzeitige Vorkommen von zwei Brutvogelarten mit ähnlichem Jagdverhalten könnte eine Konkurrenz um ein begrenztes Angebot sowohl an Nistplätzen als auch an Nahrung und/oder Jagdhabitaten bewirken (HAKKARAINEN & KORPIMÄKI 1996; BEGON *et al.* 2006) und dadurch die Zahl der möglichen Brutpaare limitieren. In den Niederlanden wurde eine solche Konkurrenz als eine mögliche Ursache für den

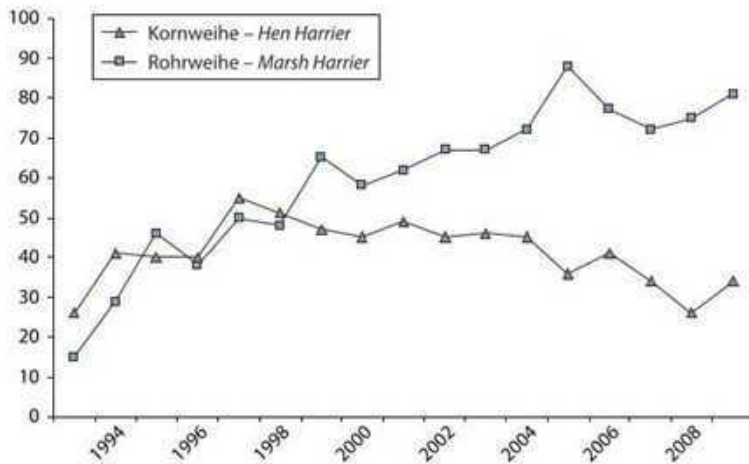


Abb. 1: Brutbestandsentwicklung von Korn- und Rohrweihe von 1993-2009 auf den Ostfriesischen Inseln (Niedersachsen). – Number of breeding pairs of Hen Harrier and Marsh Harrier from 1993-2009 on the East Frisian Islands, Lower Saxony, Germany.

Bestandsrückgang der Kornweihe diskutiert (KOFFIJBURG et al. 2006).

Vor dem Hintergrund der gegenläufigen Brutbestandszahlen bei Kornweihen und Rohrweihen haben

wir auf den Ostfriesischen Inseln die Jagdhabitate der beiden Arten untersucht, um mögliche Überlappungen in der Habitatnutzung, die auf eine interspezifische Konkurrenz hindeuten könnten, zu ermitteln.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf den Inseln Borkum (53°35'N 06°43'E) und Norderney (53°43'N 07°15'E) durchgeführt, da beide im Vergleich zu den Nachbarinseln recht hohe Brutbestände beider Arten beherbergen (DIERSCHKE et al. 2010). Zur Erfassung der Jagdhabitate wurden auf Borkum fünf und auf Norderney drei erhöht liegende Beobachtungspunkte ausgewählt, die einen Überblick über große Flächen (insgesamt 770 ha) verschiedener potenzieller Jagdhabitate

boten (Abb. 2). Die Auswahl und Verteilung der Habitattypen berücksichtigt einen Großteil des Habitatangebots beider Inseln und basiert auf der Grundlage der wattenmeerweiten Vegetationskartierung (COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT 2008; Abb. 3).

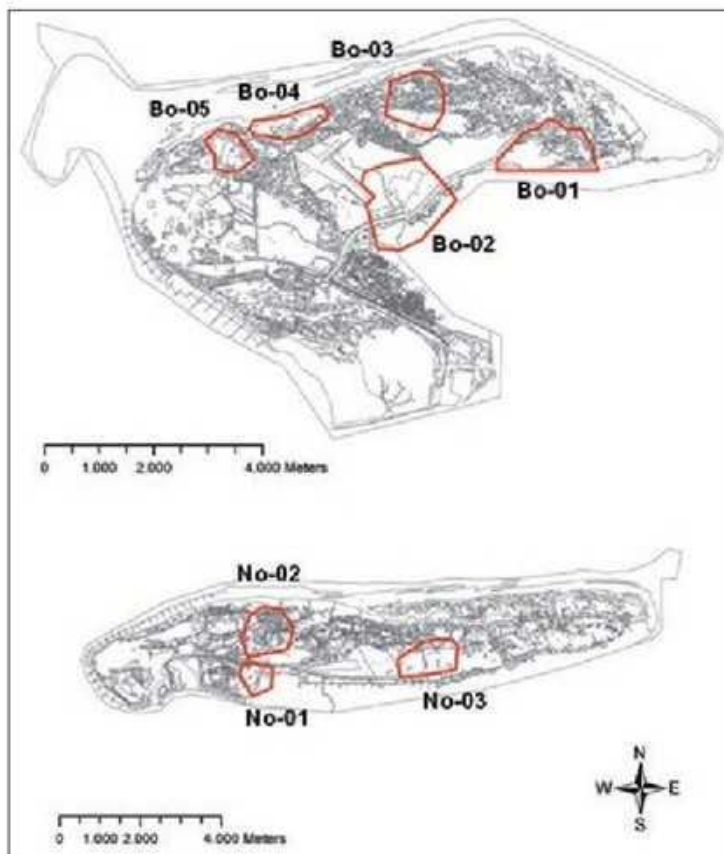
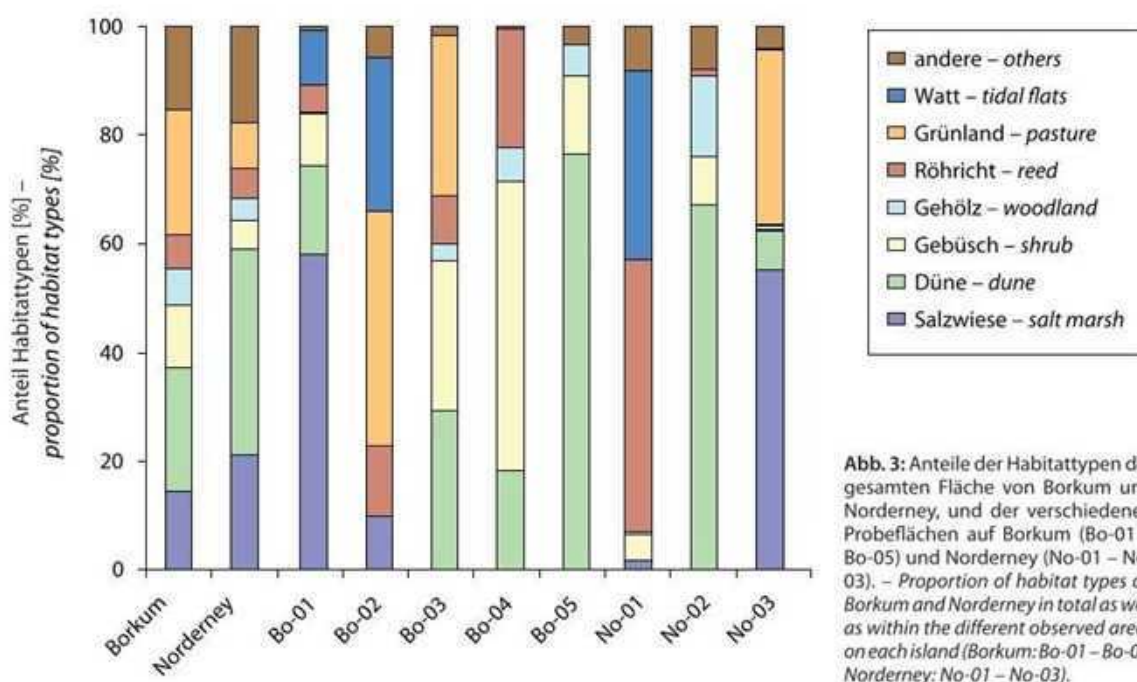


Abb. 2: Lage der Beobachtungsflächen auf den Inseln Borkum und Norderney im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". – Location of the observed areas on the islands of Borkum and Norderney, Wadden Sea National Park, Lower Saxony, Germany.



**Abb. 3:** Anteile der Habitattypen der gesamten Fläche von Borkum und Norderney, und der verschiedenen Probestellen auf Borkum (Bo-01 – Bo-05) und Norderney (No-01 – No-03). – *Proportion of habitat types on Borkum and Norderney in total as well as within the different observed areas on each island (Borkum: Bo-01 – Bo-05; Norderney: No-01 – No-03).*

**2.2. Datenerfassung und -analyse**

Die Beobachtungen jagender Individuen fanden von Anfang Mai bis Ende Juni 2009 statt. Um etwaige Unterschiede im Verhalten zu verschiedenen Tageszeiten auszuschließen, wurden die Beobachtungen in drei Zeitblöcken durchgeführt (die ersten beiden Stunden nach Sonnenaufgang, zwei Stunden zur Tagesmitte und die letzten beiden Stunden vor Sonnenuntergang). Bei schlechten Witterungsverhältnissen (Regen, geringe Sicht) erfolgten keine Beobachtungen.

Während der drei Beobachtungsblöcke pro Tag wurde jede über der Probestelle fliegende Weihe registriert sowie Art, Alter und Geschlecht bestimmt. Für jeden Vogel wurde die Zeit, die er über einem bestimmten Habitattyp fliegt und die jeweilige Flugweise (jagend, balzend, hochfliegend, kreisend, Streckenflug, unbekannt) mit Hilfe eines Diktiergerätes mit Zeitstoppfunktion erfasst.

Mit dieser Methode wurden auf Borkum und Norderney in 92 Beobachtungsblöcken (entsprechend 184 Stunden) jagende Weihen erfasst. Dabei wurden Kornweihen insgesamt 114,2 min und Rohrweihen 326,3 min beobachtet. Die Betrachtungszeit eines Vogels reichte dabei von 9 bis 679 s und lag im Mittel bei 110 s pro Individuum. Für die Ermittlung der Jagdhabitatswahl wurden ausschließlich die Beobachtungen der Männchen beider Arten betrachtet, da

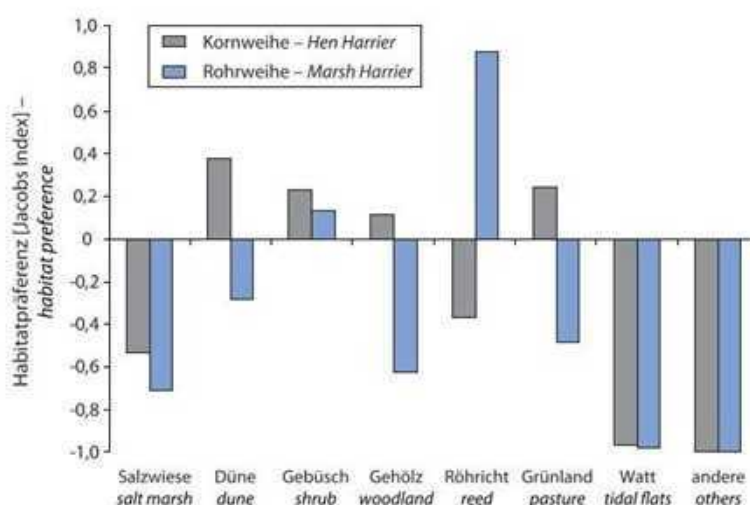
**Abb. 4:** Habitatpräferenz jagender Männchen von Korn- und Rohrweihe für alle Beobachtungsflächen. – *Habitat preference of hunting males of Hen Harrier and Marsh Harrier in all observed areas combined.*

die Weibchen während der Brutphase auf dem Nest bleiben und sich nur vereinzelt an der Jagd beteiligen. Dementsprechend selten wurden jagende Weibchen beobachtet.

Die Habitatpräferenz wurde mit Hilfe des Selektivitätsindex nach JACOBS (1974) quantifiziert. Dieser gibt für jeden Habitattyp an, ob er im Vergleich zu seiner Fläche über- oder unterproportional genutzt wird (positive Werte: Bevorzugung; negative Werte: Meidung).

**3. Ergebnisse**

Der Vergleich der beiden Weihenarten zeigte für die im Untersuchungsgebiet verfügbaren Habitattypen, dass jagende Kornweihen-Männchen Dünen, Grünland,



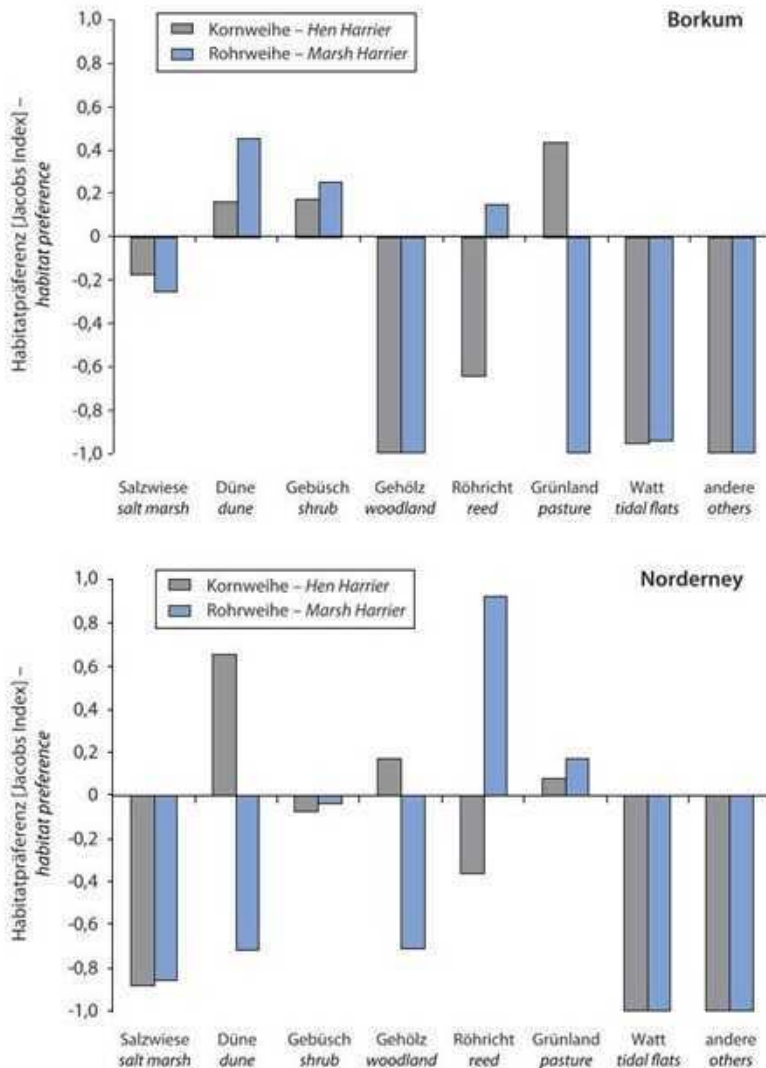


Abb. 5: Habitatpräferenz jagender Männchen von Korn- und Rohrweihe auf Borkum (oben) und Norderney (unten). – Habitat preference of hunting males of Hen Harrier and Marsh Harrier on Borkum (top) and Norderney (below).

Gebüsch und Gehölze bevorzugten, Nahrung suchende Rohrweihen-Männchen dagegen nur Röhricht sowie Gebüschstrukturen (Abb. 4). Bei beiden Arten nimmt der Index für Salzwiese, Watt und versiegelte Flächen die niedrigsten Werte an, was einer weitgehenden Meidung dieser Habitattypen gleichkommt.

Zwischen beiden Inseln gibt es deutliche Unterschiede in der Habitatnutzung jagender Korn- und Rohrweihen-Männchen. Auf Borkum zeigten beide Arten eine Präferenz für Dünen und Gebüsch, die Rohrweihe zusätzlich für Röhricht und die Kornweihe für Grünland. Gehölze, Watt und versiegelte Flächen wurden hingegen von beiden Arten nicht genutzt. Die deutlichste Bevorzugung ergab sich auf Borkum für Kornweihen auf Grünland, bei Rohrweihen hinge-

gen auf Dünen als Jagdhabitat (Abb. 5).

Anders ist das Bild auf Norderney: Kornweihen zeigten eine deutliche Bevorzugung der Dünen, wobei Rohrweihen diesen Habitattyp mieden (Abb. 5). Die Röhrichtbereiche wurden dagegen ausschließlich von Rohrweihen als Jagdhabitat genutzt. Jagende Kornweihen konnten in diesem Habitattyp nicht beobachtet werden. Nahezu völlig gemieden wurden von beiden Arten die Salzwiesen, das Watt und die versiegelten Flächen.

Unterteilt man die Beobachtungen in die Gelegephase (Mai) und die Phase der Jungenaufzucht (Juni), ergeben sich auf Borkum folgende Unterschiede (bei ausschließlicher Berücksichtigung einer Indexwertänderung um mindestens 0,5): Bei der Kornweihe nimmt die Nutzung im Juni für Salzwiese und Gebüsch zu und für Grünland ab. Rohrweihen nutzten dagegen im Juni die Salzwiesen weniger als im Mai. Auf Norderney wurden dagegen bei der Kornweihe deutliche Unterschiede zwischen den beiden Monaten festgestellt: Eine Zunahme der Nutzung ist für die Habitate Gebüsch, Gehölz, Röhricht und Grünland zu verzeichnen, die deutlichste Änderung ist jedoch die völlige Aufgabe der Dünen als Jagdhabitat. Bei der Rohrweihe war die einzige Änderung dagegen die etwas stärkere Nutzung von Gebüsch (Tab. 1).

#### 4. Diskussion

Wandern Vogelarten in neue Habitate ein, kann dieses zu Konkurrenz mit den dort bereits lebenden Arten führen. Kornweihen waren zwar schon immer in Norddeutschland beheimatet, doch sind ihre Brutlebensräume, die Moore und Heiden, durch Menschenhand weitgehend zerstört worden (BAUER & BERTHOLD 1997). Erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden vermehrt Küstengebiete besiedelt. Dies begann in den Niederlanden und setzte sich auf den Ostfriesischen Inseln, später auch in Schleswig-Holstein und Dänemark, fort (KOFFIJBERG et al. 2006). In den Niederlanden begann Anfang der 1990er Jahre ein Bestandsrückgang, der bis heute anhält (KLAASSEN et al. 2006).

**Tab. 1:** Zusammenfassende Übersicht zur Habitatpräferenz jagender Korn- und Rohrweihen-Männchen auf Borkum bzw. Norderney für Mai und Juni 2009 (Selektionsindex nach JACOBS 1974). Änderungen des Index  $\geq 0,5$  sind farbig hervorgehoben (grün = Zunahme, blau = Abnahme). – Summarised overview of habitat preference of hunting Hen Harrier and Marsh Harrier males on each island in May and June 2009 (selectivity index according to JACOBS 1974). Changes of index  $\geq 0,5$  are colour-marked (green = increase, blue = decrease).

	Kornweihe <i>Hen harrier</i>				Rohrweihe <i>Marsh harrier</i>			
	Borkum		Norderney		Borkum		Norderney	
	Mai	Juni	Mai	Juni	Mai	Juni	Mai	Juni
Salzwiese – salt marsh	-0,9	-0,1	-0,9	-1,0	0,1	-0,5	-0,8	-1,0
Düne – dune	0,0	0,2	0,8	-1,0	0,5	0,4	-0,7	-0,8
Gebüsch – shrubs	-0,5	0,3	-0,3	0,6	0,3	0,2	-0,3	0,2
Gehölz – woodland	-1,0	-1,0	-0,1	0,7	-1,0	-1,0	-0,8	-0,6
Röhricht – reed	-0,7	-0,6	-0,6	0,3	-0,0	0,2	0,9	0,9
Grünland – pasture	0,7	0,2	-0,1	0,6	-1,0	-1,0	0,2	0,1
Watt – tidal flats	-1,0	-0,9	-1,0	-1,0	-1,0	-0,9	-1,0	-1,0
andere – others	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0

Seit dem Jahr 2004 ist dieser Rückgang auch auf den Ostfriesischen Inseln festzustellen (DIERSCHKE 2008; DIERSCHKE *et al.* 2010). Seit 1998 liegen die Brutbestände der Rohrweihe auf den meisten Inseln deutlich über denen der Kornweihe und nehmen sogar weiter zu (KOFFIJBERG *et al.* 2006).

Neben sich verschlechternden Nahrungsressourcen wurde deshalb auch eine Konkurrenz um Jagdhabitate zwischen Rohr- und Kornweihen als Rückgangsursache für die Kornweihe vermutet (KOFFIJBERG *et al.* 2006). Da sich beide Arten überwiegend von Kleinsäugetern und Vögeln ernähren (Rohrweihe zusätzlich auch von Amphibien, Reptilien und Fischen) und am Boden brüten (MEBS & SCHMIDT 2006), ist eine Konkurrenz um Nistplätze und Nahrung bzw. Jagdhabitate denkbar (HAKKARAINEN & Korpimäki 1996; BEGON *et al.* 2006), zumal bereits das Erlöschen des Brutbestandes der Wiesenweihe *Circus pygargus* auf Norderney im Hinblick auf eine Verdrängung durch die Kornweihe diskutiert wurde (TEMME 1995).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen jedoch, dass es deutliche Unterschiede in der Wahl der Jagdhabitate von Rohr- und Kornweihen gibt. Kornweihen jagen überwiegend über Dünen und Grünland, während Rohrweihen hauptsächlich Röhrichtflächen aufsuchen. Gebüsche werden von beiden Arten in geringem Maße mitgenutzt, insbesondere dann, wenn sie an die bevorzugten Habitate grenzen. Die Unterschiede in der Jagdha-

bitatwahl zwischen beiden Arten bestehen während der gesamten Brutzeit. Lediglich im Vergleich der Inseln zeigt sich auf Borkum, neben den Gebüschbereichen, eine gemeinsame Nutzung der Dünen durch beide Arten. Die Überlappung der Jagdhabitate ist aber weitgehend als gering einzuschätzen. Auch in den Niederlanden und in Frankreich kommen sowohl Rohr- und Korn- als auch Wiesenweihen mit nur geringer Überlappung der Jagdhabitate im gleichen Brutgebiet vor (SCHIPPER 1973).

Die Bevorzugung von Röhrichtern als Jagdhabitat der Rohrweihe deckt sich mit anderen Studien (SCHIPPER 1977; BOCK 1979; UNDERHILL-DAY 1984; GAMAUF & PRELEUTHNER 1996; STANEVICIUS 2004; NĚMEČKOVÁ *et al.* 2008). Zusätzlich wurden Ackerflächen und feuchte Wiesen als Nahrungshabitat beschrieben (BOCK 1979; UNDERHILL-DAY 1984; GAMAUF 2009) – beide Habitate kommen auf den untersuchten Inseln jedoch kaum vor.



**Abb. 6:** Typischer Dünenbereich auf Borkum. – Typical dune area on Borkum.

Foto: N. OBERDIEK

Bei den Kornweihen stimmt die Wahl der Jagdhabitate im Untersuchungsgebiet mit Ergebnissen von den Westfriesischen Inseln überein, wo sie ebenfalls in den Dünen jagen (KLAASSEN *et al.* 2006).

Die Wahl bestimmter Flächen zur Nahrungssuche bzw. Jagd ist bedingt durch die artspezifischen morphologischen Voraussetzungen für eine bestimmte Jagdweise und eine damit verbundene Anpassung an vorherrschende Habitatstrukturen. Rohrweihen haben relativ zur Körpergröße kürzere Flügel und einen kürzeren Schwanz als Kornweihen. Sie sind somit langsamer, weniger manövrierfähig und wirken schwerfälliger in ihren Bewegungsabläufen (CLARKE *et al.* 1993). Daher jagen sie bevorzugt über hoher Vegetation, die nur im langsamen Flug bejagt werden kann (SCHIPPER *et al.* 1975). Rohrweihen besitzen darüber hinaus längere Tarsi als Kornweihen und können dementsprechend in der höheren Schilfvegetation besser die Beute erreichen (NIEBOER 1973). Abseits der Gräben stehen die Pflanzen im Röhricht sehr dicht und hoch, sodass der Geländegrund erst verhältnismäßig spät oder gar nicht eingesehen werden kann. Zudem wurde auf beiden Inseln beobachtet, dass Rohrweihen langsamer jagen als Kornweihen. Die Vögel suchen ihre Jagdflächen sehr genau ab, indem sie kleine Flächen längere Zeit wiederholt abfliegen. Aufgrund der Dichte und Höhe der Schilfvegetation und ihrer daran angepassten Jagdweise ist es Rohrweihen möglich, solche Vegetationsstrukturen als Jagdhabitate zu nutzen.

Kornweihen jagen indessen vermehrt über niedriger und weniger dichter Vegetation, flacher über dem Boden und mit höherer Geschwindigkeit als Rohrweihen (SCHIPPER *et al.* 1975). In den Dünen herrschen durch die unregelmäßige Relief- und Vegetationsstruktur gute Bedingungen für Überraschungsangriffe flach über dem Boden jagender Greifvögel. Kornweihen jagen dabei vor allem an den Dünenhängen und in der Deckung der oberen Dünenkanten. Insbesondere auf Norderney finden sich hauptsächlich Graudünenbereiche, durchsetzt

mit Vegetationseinheiten der Weißdünen und mit nur sehr wenigen Küstendünen-Gebüschern (PETERSEN & LAMMERTS 2004; NIEDRINGHAUS *et al.* 2008). Aufgrund der hohen Kaninchendichte ist die Grasvegetation in den Dünen auf Norderney in weiten Teilen sehr schütter und kurz. Dies verleiht der Landschaft einen sehr offenen Charakter (Abb. 7) und bietet vor allem Kornweihen, mit ihrer an niedrigwüchsige Habitate angepassten Art der Nahrungssuche, gute Jagdmöglichkeiten.

Auf Borkum hingegen nutzen sowohl Korn- als auch Rohrweihen die Dünengebiete zur Nahrungssuche. Jedoch unterscheidet hier sich die Beschaffenheit der Dünen deutlich von der auf Norderney (Abb. 6 und 7). Die Graudünenbereiche auf Borkum sind deutlich stärker von Küstendünen-Gebüschbeständen durchsetzt (PETERSEN & LAMMERTS 2004; NIEDRINGHAUS *et al.* 2008). Zusätzlich ist die Grasbedeckung aufgrund der deutlich geringeren Kaninchendichte ausgeprägter und höher. Dadurch kommen in den Dünengebieten auf Borkum sowohl offene Bereiche, als auch dichte, höhere Vegetationsbestände in kleinräumigem Wechsel vor. Das lässt Randbereiche bzw. Vegetationsübergänge entstehen, die sowohl von Kornweihen als auch von Rohrweihen bevorzugt abgeflogen werden (SCHIPPER *et al.* 1975).

Die Jagd direkt in größeren Gehölzbeständen erscheint für beide Arten dagegen weniger Erfolg versprechend, da die Beute möglicherweise schlechter zu erblicken und zu ergreifen ist. Die Vegetation der Salzwiese ist sehr strukturreich. Die Laufwege und Tunnel der Kleinsäuger werden durch eine Streuschicht aus abgestorbenem, angeschwemmtem Pflanzenmaterial bedeckt, so dass Korn- und Rohrweihen potenzielle Beutetiere nur schwer entdecken können. Zudem brüten in den Flächen viele Watvögel und Möwen, die mit beharrlichen und teilweise gemeinschaftlichen Attacken ihr Revier verteidigen.

Ausschlaggebend für die Habitatnutzung während der Nahrungssuche ist oftmals auch die Nähe zum Nest (SCHIPPER 1977; MADDERS 2000; AMAR & REDPATH 2005). AMAR & REDPATH (2005) stellten fest, dass der Anteil bevorzugter Jagdhabitate im Umkreis von 2 km zum Nistplatz positiv mit dem Bruterfolg korreliert. Die Untersuchungen unserer Arbeit berücksichtigen diesen Aspekt nicht, da die Nester relativ nah zueinander lagen und Zuordnungen auf Individuenbasis nur eingeschränkt möglich waren. Trotzdem spielt die Nestnähe eine wahrscheinlich nicht zu unterschätzende Rolle bei der Wahl der Jagdhabitate.



Abb. 7: Typischer Dünenbereich auf Norderney. – Typical dune area on Norderney.

Foto: N. OBERDIEK

Zusätzlich zu morphologisch und verhaltensökologisch begünstigten Spezialisierungen auf bestimmte Habitat-typen richtet sich die Nutzung der Nahrungshabitate aber auch nach der „optimal foraging theory“, also dem größtmöglich zu erzielenden Energiegewinn in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur sowie von der Qualität und Verfügbarkeit der Beute (MACARTHUR & PIANKA 1966; PRESTON 1990). Eine Erfassung des Nahrungsangebotes sollte daher der nächste Schritt für weitergehende Studien sein. Dies könnte zudem weitere Informationen liefern, welche die Unterschiede in der Jagdhabitatwahl der beiden Arten zwischen den Monaten Mai und Juni erklären könnten.

Die Besiedlungsgeschichte der Ostfriesischen Inseln durch Korn- und Rohrweihen zeigt, dass beide Arten erst seit den 1950er Jahren als regelmäßige Brutvögel auf den Inseln vorkommen (ZANG & EIKHORST 1989). Die positive Bestandsentwicklung beider Arten verlief bis Ende der 1990er Jahre auf annähernd gleichem Niveau. Erst danach gab es eine gegenläufige Entwicklung. Verschiedene, auch ältere Quellen geben die Rohrweihe auf den Ostfriesischen Inseln als typischen Brutvogel der Röhrichte an, wohingegen Kornweihen die trockeneren, mit Gebüsch lückig durchsetzten Dünenbereiche besiedeln (PEITZMEIER 1961; SCHOENNAGEL 1969; ZANG & EIKHORST 1989; KOSTRZEWA & SPEER 2001;

MEBS & SCHMIDT 2006). Beide Arten finden somit auf den Inseln ein Flächenangebot vor, das ihren jeweiligen unterschiedlichen Habitatansprüchen an Nistplatz und Nahrungsflächen entspricht und somit eine weitgehend räumliche Trennung der Aktionsbereiche erlaubt.

Zusammenfassend scheint auf den Ostfriesischen Inseln bei der Wahl des Jagdhabitats von Korn- und Rohrweihe in der Brutphase keine Konkurrenz zwischen den beiden Arten zu bestehen. Der Rückgang des Kornweihenbestandes kann durch eine solche interspezifische Konkurrenz mit den hier vorgestellten Ergebnissen nicht erklärt werden. Daher scheint die gegenläufige Brutbestandsentwicklung der beiden Arten unabhängig voneinander zu laufen und von anderen Einflussfaktoren bestimmt zu sein.

**Dank.** Die Zivildienstleistenden des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Norden-Norderney unterstützten uns tatkräftig bei der Feldarbeit. Für Hilfe verschiedenster Art und Weise sei auch J. BRUZINSKI, C. TEUBER, M. REUTER, M. SCHULZE DIECKHOFF (alle NLWKN) und M. HECKROTH (Der Mellumrat e.V.) gedankt. Für finanzielle Unterstützung danken wir der Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV). G. SCHEIFFARTH gab wertvolle Hinweise zur Diskussion der Ergebnisse.

## 5. Zusammenfassung

Schröder, M., N. Oberdiek, J. Dierschke, T. Feldt & J. Stahl 2010: Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelwelt* 131: 231 – 238.

Nahezu der gesamte deutsche Brutbestand der Kornweihe brütet auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". Seit 2004 sind die Brutbestandszahlen der Kornweihe rückläufig, wobei die Gründe hierfür weitgehend unbekannt sind.

Neben der Wahl des Nistplatzes haben Verfügbarkeit und Qualität von Jagdrevieren einen entscheidenden Einfluss auf den Bruterfolg. Auf den Ostfriesischen Inseln brüten sowohl Rohr- als auch Kornweihen, so dass eine Konkurrenz um Nahrung in den Jagdhabitaten eine mögliche Rückgangursache für die Kornweihe darstellen könnte. Daher haben wir die Habitatpräferenzen jagender Korn- und Rohrweihen durch

direkte Beobachtungen ermittelt. Die Ergebnisse zeigen deutliche räumliche Unterschiede in der Wahl der Jagdhabitate beider Weihenarten: Während jagende Kornweihen Dünen, Gebüsch- und Grünlandhabitate bevorzugten, lag die Habitatpräferenz von Rohrweihen neben Dünenbereichen deutlich auf Röhrichtflächen. Nahezu völlig gemieden wurden von beiden Arten die Salzwiesen und Wattflächen. Aufgrund dieser Ergebnisse ist es unwahrscheinlich, dass der Brutbestandsrückgang der Kornweihe auf den Ostfriesischen Inseln durch Konkurrenz um Nahrungshabitate mit der Rohrweihe verursacht wird.

## 6. Literatur

- AMAR, A. & S. REDPATH 2005: Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* on Orkney: implications of landuse change for this declining population. *Ibis* 147: 37-47.
- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD 1997: Die Brutvögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BEGON, M., C. TOWNSEND & J. HARPER 2006: Ecology, 4. Aufl., Blackwell, Malden.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004: Birds in Europe: populations estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- BOCK, W.F. 1979: Zur Situation der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Schleswig Holstein. *J. Ornithol.* 120: 416-430.
- CLARKE, R., A. BOURGONJE & H. CASTELIJNS 1993: Food-niches of sympatric Marsh Harriers *Circus aeruginosus* and Hen Harriers *Circus cyaneus* on the Dutch coast in winter. *Ibis* 135: 424-431.
- COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT 2008: TMAP Handbook – TMAP guidelines for an integrated Wadden Sea Monitoring. Version 1.0.

- DIERSCHKE, J. 2008: Bestandsentwicklung von Kornweihe *Circus cyaneus* und Sumpfohreule *Asio flammeus* auf den Ostfriesischen Inseln. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 459-465.
- DIERSCHKE, J., O. KLAASSEN, P. DE BOER & L. DIJKSEN 2010: Rekrutierung und Inselhopping von Kornweihen *Circus cyaneus* auf den West- und Ostfriesischen Inseln. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 41: 241-246.
- GAMAUF, A. 2009: Jagd auf Mäusebussard und Habicht. Falke 56: 149-151.
- GAMAUF, A. & M. PRELEUTHNER 1996: Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Nationalpark „Neusiedler See - Seewinkel“: Eine Rote Liste Art im Konflikt mit Landwirtschaft und Fremdenverkehr? BFB-Bericht 84.
- GERDES, K. 2000: Die Vogelwelt im Landkreis Leer, im Dollart und auf den Nordseeinseln Borkum und Lütje Hörn. Verlag Schuster, Leer.
- HAKKARAINEN, H. & E. KORPIMÄKI 1996: Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. Ecology 77: 1134-1142.
- JACOBS, J. 1974: Quantitative measurement of food selection. Oecologia 14: 413-417.
- KLAASSEN, O., L. DIJKSEN, P. DE BOER, F. WILLEMS, R. FOPPEN & K. OOSTERBEEK 2006: Broedsucces, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006. SOVON-Onderzoeksrapport 15, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- KOFFIJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTEI & P. SÜDBECK 2006: Breeding Birds in the Wadden Sea in 2001 – Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991-2001. Wadden Sea Ecosystem No. 22, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- KOSTRZEWA, A. & G. SPEER 2001: Greifvögel in Deutschland – Bestand, Situation, Schutz. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- MACARTHUR, R. H. & E. PIANKA 1966: On the optimal use of a patchy environment. Am. Nat. 100: 603-609.
- MADDERS, M. 2000: Habitat selection and foraging success of Hen Harriers *Circus cyaneus* in West Scotland. Bird Study 47: 32-40.
- MEBS, T. & D. SCHMIDT 2006: Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens – Biologie, Kennzeichen und Bestände. Kosmos Verlag, Stuttgart.
- NĚMEČKOVÁ, I., V. MRLÍK & P. DROZD 2008: Timing of breeding, habitat preference and reproductive success of marsh harriers (*Circus aeruginosus*). Biologia 63: 261-265.
- NIEBOER, E. 1973: Geographical and ecological differentiation in the Genus *Circus*. Proefschrift, Univ. Amsterdam.
- NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V. & P. JANIESCH 2008: Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln – Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Band 11.
- PEITZMEIER, J. 1961: Die Brutvogelfauna der Nordseeinsel Borkum. Abh. Landesmus. Naturk. Münster/Westf. 23: 1-39.
- PETERSEN, J. & E. J. LAMMERTS 2004: Beaches and Dunes. In: ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENCIC & E. WIERSINGA: Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- PRESTON, C. 1990: Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. Condor 92: 107-112.
- SCHIPPER, W. J. A. 1973: A comparison of prey selection in sympatric harriers, *Circus*, in Western Europe. Gerfaut 63: 17-120.
- SCHIPPER, W. J. A. 1977: Hunting in three European harriers (*Circus*) during the breeding season. Ardea 65: 53-72.
- SCHIPPER, W. J. A., L. S. BUURMA & P. H. BOSSENBROEK 1975: Comparative study of hunting behaviour of wintering hen Harriers *Circus cyaneus* and Marsh Harriers *Circus aeruginosus*. Ardea 63: 1-29.
- SCHOENNAGEL, E. 1969: Kornweihe (*Circus cyaneus*) neuer Brutvogel auf Borkum. Ornithol. Mitt. 21: 240.
- STANEVICIUS, V. 2004: Nest-site selection by Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) in the shore belt of helophytes on large lakes. Acta Zool. Lituanica 14: 47-53.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF 2007: Rote Liste der Vögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. Ber. Vogelschutz 44: 23-81.
- TEMME, M. 1995: Die Vögel der Insel Norderney. Jordsand Buch 9, Ahrensburg.
- UNDERHILL-DAY, J. C. 1984: Population and breeding biology of marsh harriers in Britain since 1900. J. Appl. Ecol. 21: 773-787.
- ZANG, H. & W. EIKHORST 1989: Rohrweihe – *Circus aeruginosus*. In: ZANG, H., H. HECKENROTH & F. KNOLLE (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens – Greifvögel. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. B, H.2.3.

Manuskripteingang: 9. Mai 2010  
Annahme: 7. Nov. 2010

Manuela Schröder, Nadine Oberdiek, Tobias Feldt, Julia Stahl, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, AG Landschaftsökologie, Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, D-26111 Oldenburg. E-Mail: [nadineoberdiek@web.de](mailto:nadineoberdiek@web.de)  
Jochen Dierschke, Gavia EcoResearch, Zedeliusstr. 31, D-26384 Wilhelmshaven. E-Mail: [jochen.dierschke@web.de](mailto:jochen.dierschke@web.de)



## Kapitel 6

### Aufstieg und Fall der Kornweihe *Circus cyaneus* im Wattenmeer - Ein Integriertes Populationsmodell für eine vom Aussterben bedrohte Brut- vogelart

NADINE KNIPPING, CASPAR A. HALLMANN, PETER DE BOER & JULIA STAHL (*Einreichung in Vorbereitung*)

#### Zusammenfassung

Die Brutpopulation von Kornweihen (*Circus cyaneus*) im niederländisch-deutschen Wattenmeer erlebte in den letzten 50 Jahren eine bemerkenswerte Populationsentwicklung. Mit der Besiedlung der Westfriesischen Inseln in den Niederlanden und den Ostfriesischen Inseln in Deutschland ab den 1970er Jahren stiegen die Brutpaarzahlen rasch an und erreichten Mitte der 1990er Jahre mit 152 Revierpaaren ihr Maximum. Seitdem ist die Population in einem dramatischen Rückgang begriffen. Bis 2016 ging die Brutpopulation jährlich um durchschnittlich 10% zurück. Sie ist aktuell auf wenige Paare zusammen geschrumpft und akut vom Erlöschen bedroht. Kornweihen brüten in den weitgehend natürlichen und störungsfreien Dünenlandschaften der Wattenmeerinseln, die in beiden Ländern als Nationalparks den höchsten gesetzlichen Schutzstatus genießen. Vor dem Hintergrund der nationalen Schutzverantwortung für Kornweihen und aufgrund der in ganz Europa kritischen Situation dieser Art gilt es, die Ursachen für diesen massiven Populationsverlust zu finden. Dazu nutzten wir ein Integriertes Populationsmodell (IPM), das Schätzwerte zur Populationsgröße, zum Bruterfolg, zu Überlebensraten sowie Immigration liefert und ermittelt, welchen Einfluss jeder demografische Parameter auf die Wachstumsrate der Population hat. Als Datenbasis diente ein Langzeitdatensatz (1970-2016) aus Brutbestandserfassungen, Reproduktionsraten sowie Fang-Wiederfunddaten farbiger Individuen. Die durchschnittliche jährliche Reproduktionsleistung lag bei 1,49 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr und zeigt keinen besonderen Langzeittrend. Die durchschnittliche jährliche Überlebensrate über den gesamten Betrachtungszeitraum betrug für Juvenile 50%, für Immature 73% und für Adulte 78%. Für die Altersklasse der Juvenilen und der Adulten wurde ab den 1990er Jahren ein deutlicher Rückgang der Überlebenswahrscheinlichkeit ermittelt. Die Überlebensraten der Juvenilen und der Adulten erklärten die meiste interannuelle Variation in den Wachstumsraten und hatten damit die größten Effekte auf die Populationsentwicklung. Das positive Populationswachstum bis Mitte der 1990er Jahre und die negative Wachstumsrate danach bis 2016 wurden im Wesentli-

chen erklärt durch die gesunkenen Überlebensraten der Adulten und Juvenilen. Totfunde markierter Kornweihen deuten darauf hin, dass die hohe Sterblichkeit der jungen wie erwachsenen Kornweihen vor allem außerhalb der Brutzeit und außerhalb des Wattenmeer-Brutgebietes stattfindet. Die Gründe dafür sind bisher nicht bekannt, da vor allem die Kenntnislage zu Wanderungen außerhalb der Brutzeit, sowie zur Lage und Qualität, insbesondere im Hinblick auf Nahrungsangebot und dessen Verfügbarkeit, von Rast- und Überwinterungsgebieten der Wattenmeer-Kornweihen unzureichend ist. An dieser Stelle müssen weitere Studien ansetzen, um die Faktoren zu ermitteln, die das Überleben und die Fitness von juvenilen und adulten Kornweihen bestimmen. Die Kenntnis darüber ist eine essenzielle Voraussetzung für mittel- und langfristige Schutzkonzepte für die insgesamt bedrohte mitteleuropäische Kornweihen-Population.

## 6.1 Einleitung

Die Brutpopulation von Kornweihen (*Circus cyaneus*) im niederländisch-deutschen Wattenmeer hat in den Jahren 1950 bis Mitte der 1990er Jahre einen bemerkenswerten Populationsanstieg erlebt. Diesem rasanten Anstieg folgte eine 10-15-jährige Phase mit vergleichsweise stabilen Brutbestandszahlen. Ab den 2000er Jahren zeigt sich ein drastischer Rückgang, der die Wattenmeer-Population innerhalb weniger Jahre an den Rand des Aussterbens brachte (SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND 2018, MITSCHKE et al. 2024). Die Populationsentwicklung auf den Westfriesischen Inseln in den Niederlanden und den Ostfriesischen Inseln in Niedersachsen, Deutschland verlief dabei um etwa fünf Jahre zeitversetzt. Während auf den Westfriesischen Inseln das Bestandsmaximum von ca. 100 Brutpaaren bereits 1992 erreicht wurde, brütete auf den Ostfriesischen Inseln 1997 mit 55 Paaren die höchste Anzahl an Kornweihen-Brutpaaren (KLAASSEN et al. 2006, DIERSCHKE 2008). Im niedersächsischen Teil des Wattenmeeres brütete das letzte Kornweihen-Brutpaar 2022 (M. SCHULZE-DIEKHOF + M. HECKROTH, mündl. Mitteilung). Auf den Westfriesischen Inseln waren es 2023 noch acht Kornweihenpaare (BOELE et al. 2024). Die gesamte Bestandsentwicklung von der Besiedlung der Inseln als neue Brutgebiete bis zum (drohenden) Erlöschen der Population verlief demnach in einer Art Welle von West nach Ost über die Wattenmeerinseln. Diese Dynamik spiegelt die alarmierenden Negativtrends wider, die in den letzten Jahrzehnten insbesondere im westeuropäischen Verbreitungsgebiet dieser Art beobachtet wurden (KELLER et al. 2020, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2025).

Die Analyse der demografischen Faktoren, die für die beobachtete Brutbestandsentwicklung verantwortlich sind, ist ein wichtiger Schritt, um die Ursachen für den Anstieg und den anschließenden Rückgang der Population zu entschlüsseln, sowie um die Lebensfähigkeit einer Population beurteilen zu können. Basierend auf diesen Erkenntnissen kann die Formulierung konkreter Maßnahmen im Rahmen des Artenschutzmanagements erfolgen (BROOK et al. 2000, CASWELL 2000, BEISSINGER & McCULLOUGH 2002). Die Identifizierung der für das Populationswachstum verantwortlichen Treiber erfordert Langzeitdaten zu allen Komponenten des Lebenszyklus wie (1) Reproduktion, (2) Überleben/Sterblichkeit (3) Zu- und Abwanderung, insbesondere für eine vergleichsweise langlebige Art wie

die Kornweihe. Allerdings sind für viele bedrohte Arten die Daten zu diesen Aspekten in der Regel unvollständig (wenn überhaupt vorhanden) und schwierig zu erlangen (TAPIA & ZUBEROGOITIA 2018). Vor allem die Schätzung von Überlebensraten ist vor allem in kleinen Populationen problematisch (BEISSINGER & MCCULLOUGH 2002, STEENHOF & NEWTON 2007) und erfordert langjährige Monitoringprogramme (BILDSTEIN & BIRD 2007). Dadurch wird eine Beurteilung der demografischen Populationsentwicklung sowohl auf räumlicher, wie auch auf zeitlicher Ebene erschwert (LOMBA et al. 2010, OPPEL et al. 2014).

Integrierte Populationsmodelle (IPMs) sind ein leistungsstarkes Instrument für den Artenschutz zur Abschätzung von Populationstrends und Reaktionen auf sich verändernde Umweltbedingungen (ZIPKIN & SAUNDERS 2018). IPMs vereinen Bestandsdaten (Zählraten) mit demografischen Daten und bieten ein modernes Verfahren zur gleichzeitigen Schätzung demografischer Einflussgrößen und deren Beitrag zur Populationsdynamik (BESBEAS et al. 2002, ABADI et al. 2010b, SCHAUB & ABADI 2011). Dieser integrierte Ansatz ermöglicht die Schätzung demografischer Größen, für die keine oder nur teilweise Daten vorliegen (BESBEAS et al. 2003, ABADI et al. 2010a), bei gleichzeitig höherer Genauigkeit der Parameterschätzungen im Vergleich zur Einzelanalyse (RIECKE et al. 2019).

In der vorliegenden Studie analysierten wir Zählraten und demografische Daten der Kornweihen-Population der West- und Ostfriesischen Inseln im niederländisch-deutschen Wattenmeer. Wir entwickelten und analysierten ein Integriertes Populationsmodell, um die demografischen Parameter zu identifizieren, die für die tiefgreifenden Bestandsveränderungen verantwortlich sind und dadurch die Populationsdynamik der Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer steuern.

## 6.2 Methoden

### Untersuchte Art

Die Kornweihe (*Circus cyaneus*) ist eine mittelgroße Greifvogelart mit einem großen paläarktischen Verbreitungsgebiet. Seit Ende des 19. Jahrhunderts musste die Art jedoch fast im gesamten europäischen Raum einen dramatischen Bestandeinbruch mit entsprechendem erheblichen Arealverlust hinnehmen (BAUER et al. 2005, KELLER et al. 2020). Abgesehen von den lückig besetzten Tieflagen in West- und Mitteleuropa (Iberische Halbinsel, Frankreich, Wattenmeer der Niederlande und Deutschland) und den Britischen Inseln reicht das heutige zusammenhängende Verbreitungsgebiet von Skandinavien über das sibirische Russland bis an den Pazifik (BAUER & BERTHOLD 1997, KELLER et al. 2020). Die größten mitteleuropäischen Brutvorkommen befinden sich in Spanien und Frankreich (KELLER et al. 2020). Kornweihen brüten in Mitteleuropa bevorzugt in offenen Flächen wie Heiden, Mooren, Verlandungszonen und Feuchtwiesen, aber auch in Dünengebieten und jungen Aufforstungsflächen

(MEBS & SCHMIDT 2006). Zudem kommen verstärkt auch Bruten in landwirtschaftlichen Nutzflächen (v.a. Ackerflächen und Grünland) vor (BAUER et al. 2005).

Kornweihen erreichen ihre Brutreife in der Regel im zweiten Lebensjahr, wobei Bruten vorjähriger Vögel vorkommen können (WHITFIELD & FIELDING 2009). Die Brutpaare leben meist saisonal monogam und verteidigen ein Brutrevier, was insbesondere das Nest und die nähere Umgebung umfasst. Die Paare zeitigen eine Jahresbrut ab Ende April bis Mitte Mai (BAUER et al. 2005). Die Gelegegröße umfasst vier bis sechs Eier, die im Durchschnitt 31 Tage allein vom Weibchen bebrütet werden. Die Nestlingsdauer beträgt 31-38 Tage, in denen das Weibchen allein die Jungen hudert und füttert, aber vom Männchen mit Nahrung versorgt wird. Nach dem Ausfliegen werden die Jungvögel noch zwei bis drei Wochen vom Weibchen betreut und mit Futter versorgt, bevor sie komplett selbständig sind (SIMMONS 2000). Abhängig von Habitatausstattung, Nahrungsverfügbarkeit, Alter bzw. Erfahrung der Altvögel (NEWTON 2003, AMAR et al. 2008) können erfolgreiche Bruten bis zu 3,9 flügge Jungvögel pro Nest hervorbringen (PICOZZI 1978, WATSON 2010, LUDWIG et al. 2017). Kornweihen können bis zu 17 Jahre alt werden (STAAV 1998), die Generationslänge wird mit sechs Jahren angegeben (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Die Sterblichkeit bei einjährigen Vögeln kann nach Ringfunden aus Großbritannien bis zu 62% betragen und sinkt bei den Adulten (Zweijährige und älter) auf 28% (PICOZZI 1984, WATSON 2010).

Das Dispersionsverhalten junger Kornweihen im ersten Kalenderjahr ist höchst variabel, nicht nur zwischen Männchen und Weibchen, sondern auch hinsichtlich der Entfernungsdistanz von ihrem Geburtsort (PICOZZI 1978, ETHERIDGE & SUMMERS 2006, WHITFIELD & FIELDING 2009, MOROLLÓN et al. 2024). Dieser Zeitraum stellt für junge Kornweihen ein hohes Überlebensrisiko dar, weil sie in neue unbekannte Gebiete ziehen und keine Kenntnis über die dortigen Lebensbedingungen haben (MOROLLÓN et al. 2024). Haben sich Kornweihen als Brutvögel in einem Gebiet angesiedelt, zeigen sie eine hohe Brutgebietstreue (BALFOUR & CADBURY 1979, NEW et al. 2011, GEARY et al. 2018).

Kornweihen sind Teilzieher. Die skandinavischen und nordosteuropäischen Brutvögel verlassen ihre Brutgebiete vollständig und überwintern in Zentral- und Westeuropa bis nach Südfrankreich (BAIRLEIN et al. 2014). Die mittel- und westeuropäische Brutpopulation dagegen sind Standvögel oder Kurzstreckenzieher, deren Überwinterungsgebiete sich über weite Teile Mittel- und Westeuropas, vor allem von Frankreich bis nach Portugal erstrecken können (KELLER et al. 2020). Nur wenige Vögel überqueren das Mittelmeer, um in Nordafrika zu überwintern (AGOSTINI 2021a). Als Rast- und Überwinterungsgebiete nutzen Kornweihen vor allem großräumig offenes Kulturland, wie Grünländer und Ackerflächen. In dieser Zeit nutzen sie zudem Gemeinschaftsschlafplätze in Streuwiesen, Feuchtgrünländern, Mooren sowie im Schilf (BAUER & BERTHOLD 1997).

### Untersuchungsgebiet

Das Brutvorkommen von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer erstreckt sich über alle fünf bewohnten Westfriesischen Inseln Texel, Vlieland, Terschelling, Ameland und Schiermonnikoog sowie über die sieben bewohnten Ostfriesischen Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangerooge (Abb. 6-1). Zudem brüteten Kornweihen vereinzelt auf den beiden unbewohnten Inseln Memmert und Mellum sowie in den Festlandssalzwiesen im deutschen Wattenmeer. Die Wattenmeerinseln umfassen eine Fläche von etwa 520 km<sup>2</sup> und sind aus Sandbänken entstandene Barriereinseln, aufgereiht von West nach Ost vor der niederländischen und deutschen Nordseeküste. Das hochdynamische System aus Wattflächen und Inseln ist maßgeblich beeinflusst durch Wind und Gezeitenströmung (REISE et al. 2010). Die Inseln mit ihrer typischen Hakenform sind charakterisiert durch ausgedehnte Strände, natürliche Dünenlandschaften mit offenen Grasländern und feuchten Dünentälern, Salzwiesen und Wattflächen (PETERSEN et al. 2014, DE GROOT et al. 2017). Sowohl in Deutschland als auch in den Niederlanden ist das Wattenmeer Natura-2000 Gebiet und in beiden Ländern durch die Ausweisung als Nationalpark per Gesetz geschützt. Seit 2009 ist das internationale Wattenmeer von den Niederlanden über Deutschland bis nach Dänemark als staatenübergreifendes UNESCO Weltnaturerbe anerkannt.



Abb. 6-1: Untersuchungsgebiet der West- und Ostfriesischen Inseln entlang der Wattenmeerküste in den Niederlanden und Deutschland.

### Daten

Für die vorliegende Modellierung betrachteten wir den Zeitraum von 1970 bis 2016, der sowohl den Anstieg als auch den Rückgang der Brutpopulation einschließt. Für die Erstellung des Populationsmodells wurden alle verfügbaren Daten aus mehreren niederländischen und deutschen Monitoringprogrammen zu Brutbestand und Bruterfolg, sowie aus verschiedenen Beringungsprogrammen zusammengetragen und integriert. In dem Betrachtungszeitraum von 46 Jahren lagen für insgesamt 15 Inseln Angaben zum Brutbestand von Kornweihen vor. Lediglich für einzelne Inseln und Jahre fehlten genaue Brutpaarzahlen (siehe Anhang, Tab. A6-1). Ab 2004 wurde in den Niederlanden ein Bruter-

folgsmonitoring an Kornweihen auf den Westfriesischen Inseln initiiert. Ab 2007 wurde ein solches auch auf den Ostfriesischen Inseln in Deutschland durchgeführt. Dies bedeutet allerdings, dass für mehr als die Hälfte des Betrachtungszeitraumes Reproduktionsraten (v.a. Bruterfolg) aus beiden Wattenmeer-Teilpopulationen fehlen. Zur Berechnung von Überlebensraten, Zu- und Abwanderung diente der vorliegende Beringungs- und Wiederfunddatensatz für Kornweihen aus den Datenbanken zur wissenschaftlichen Vogelberingung der Vogelwarte Helgoland/Deutschland und der Vogeltrekstation Arnhem, Niederlande. In beiden Ländern wurden Kornweihen vor allem mit den Standard-Metallringen der beiden zuständigen Beringungszentralen (Vogeltrekstation Arnhem, Vogelwarte Helgoland) beringt, die kaum Wiederfunde gebracht haben. Ab 2004 kamen in den Niederlanden und ab 2007 in Deutschland Farbberingungsprogramme dazu (KLAASSEN et al. 2006, OBERDIEK & BANGE 2012). Durch die bessere Sichtbarkeit bzw. „Ablesbarkeit“ der Farbringe sind die Wiederfundraten farbberingter Vögel deutlich höher als für Vögel, die nur mit schwer ablesbaren Metallringen markiert sind. Für den niederländischen Teil der Brutpopulation wurden die Daten bereits in einer früheren vorläufigen Studie zur Populationsdynamik analysiert (VAN TURNHOUT et al. 2013).

### **Integriertes Populationsmodell**

Wir verwendeten ein IPM (Abb. 6-2), welches durch eine kombinierte Analyse von demografischen Parametern mit Überlebenswahrscheinlichkeiten, Zuwanderungs- und Abwanderungsraten durch eine gemeinsame Wahrscheinlichkeitsfunktion („joint likelihood“) Populationsgrößen schätzt (BESBEAS et al. 2002).

Ein IPM integriert alle relevanten demografischen Prozesse im Lebenszyklus der Art und erlaubt zudem die Modellierung der Bestandsentwicklung zeitlich-dynamisch, das heißt zu jedem Zeitpunkt der betrachteten Zeitreihe (mit einer sogenannten „state-space-formulation“). Die demografischen Raten basieren auf den Ergebnissen der jährlichen Nest- und Populationsmonitoringprogramme (Schlupf-/Bruterfolg, Anzahl brütender Weibchen). Überlebenswahrscheinlichkeiten, Zu- und Abwanderungsraten wurden anhand von Beringungs- und Wiederfunddaten berechnet.

Dabei werden drei verschiedene Response-Datensätze in einem einzigen Modell vereint: (1) Brutbestandsdaten: Anzahl Revierpaare pro Insel und Jahr, (2) Wiederfunde (tot und lebend) von auf den Wattenmeerinseln beringter Kornweihen, (3) Reproduktionsdaten: Anzahl erfolgreicher Brutversuche (Paare mit Bruterfolg) aus der Gesamtzahl aller Brutversuche (Zahl aller Paare, die zur Brut geschritten sind), Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel aus erfolgreichen Brutversuchen.

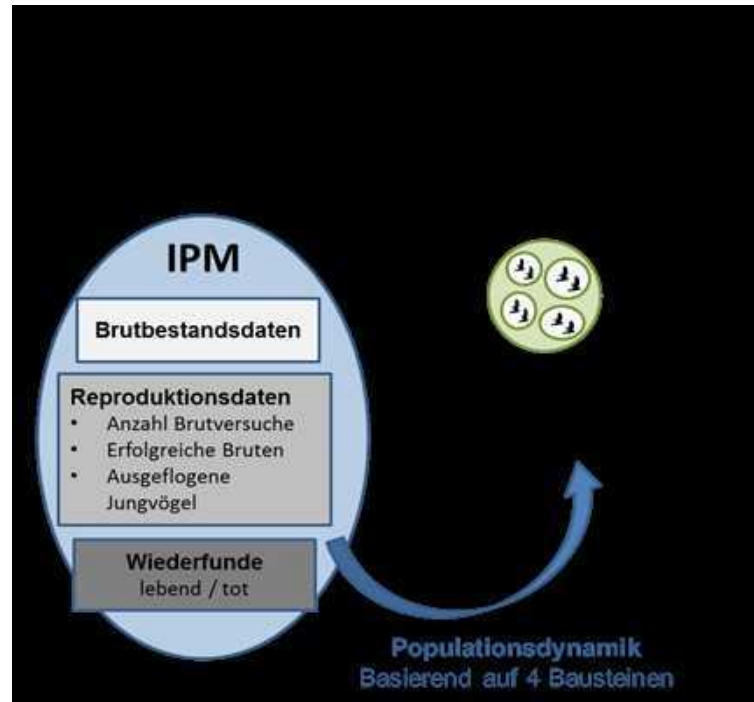


Abb. 6-2: Übersicht über die Datensätze der Kornweihen-Brutpopulation, auf die das Integrierte Populationsmodell zur Schätzung der demografischen Parameter aufbaut

Die Brutbestandszählungen auf jeder Insel werden als Wiederholungen des gleichen ökologischen Prozesses angesehen. Daher nehmen wir ebenfalls an (sofern die Daten dies zuließen), dass alle demografischen Parameter gleichsam auf allen Inseln die jährlich variierende Populationsdynamik steuern.

**Life cycle Modell**

Das IPM basiert auf der Strukturierung des Lebenszyklus von Kornweihen entlang verschiedener Altersstadien und deren Einbettung in die verschiedenen demografischen Prozesse (Abb. 6-3).

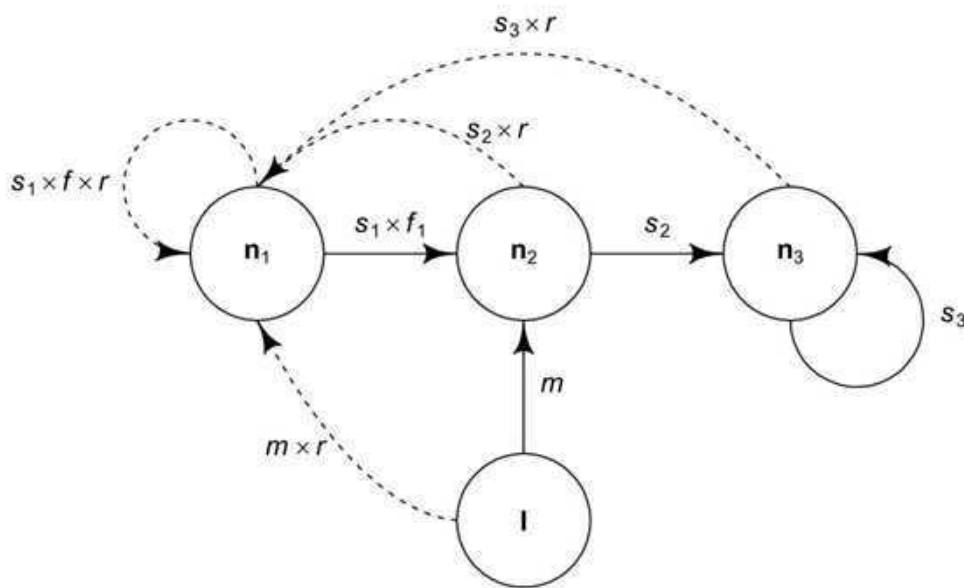


Abb. 6-3: Lebenszyklus der Kornweihe als Basis für das Integrierte Populationsmodell. Kreise repräsentieren die drei Altersklassen: Juvenile  $n_1$ , Immature (Einjährige)  $n_2$ , Adulte (älter als ein Jahr)  $n_3$ , Immigranten  $I$  (Anzahl der zugewanderten Individuen). Pfeile verdeutlichen demografische Prozesse zwischen den Jahren: Überlebenswahrscheinlichkeit  $s$ , Geburtsorttreue der Immaturen  $f$ , Reproduktionsraten  $r$  und Immigration  $m$ . Die Anzahl der Juvenilen zum Zeitpunkt  $t+1$  wird bestimmt durch den Reproduktionserfolg aller Altersklassen zum Zeitpunkt  $t$ , zuvor multipliziert mit ihrer jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit (und Rückkehrwahrscheinlichkeit ins Geburtsgebiet). Gestrichelte Pfeile kennzeichnen Reproduktionsleistungen, durchgehende Pfeile kennzeichnen Wechsel der Altersklassen durch Wachstum/Alterung sowie Zuwanderung.

Zunächst teilten wir die Population in drei Altersklassen ein: Juvenile (diesjährige Vögel  $n_1$ ), Immature (einjährige Vögel  $n_2$ ) und Adulte (älter als einjährig  $n_3$ ) (CASWELL 2001). Die Zählraten sind verbunden durch alters- und zeitabhängige Überlebenswahrscheinlichkeiten ( $s_j, j \in \{1,2,3\}$ ), jährliche Reproduktionsraten ( $r$ ), Gebietstreue der Juvenilen ( $f(t)$ ) und Zuwanderung ( $I$ ). Wir nahmen an, dass die Brutplatztreue der Adulten 100% (PICOZZI 1978, WATSON 2010) beträgt und, da junge Kornweihen nur eine sehr geringe Geburtsortstreue zeigen (NEW et al. 2011), dass Dispersion und Immigration nur zum Ende des ersten Lebensjahres auftreten.

$$\begin{pmatrix} n_1 \\ n_2 \\ n_3 \end{pmatrix} (t+1) = \begin{pmatrix} r(t)/2 & r(t)/2 & r(t)/2 \\ 1 & & \\ & 1 & 1 \end{pmatrix} \left[ \begin{pmatrix} s_1(t)f_1(t) & & \\ & s_2(t) & \\ & & s_3(t) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} n_1 \\ n_2 \\ n_3 \end{pmatrix} (t) + \begin{pmatrix} m_1 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} (t) \right]$$

**Zählratenwahrscheinlichkeit:** Die jährlichen Zählungen der brütenden Weibchen pro Insel (nicht altersspezifisch) werden angegeben als

$$Y(t, j) \sim \text{Normal}(n_2(t) + n_3(t), \sigma^2)$$

wobei  $\sigma^2$  die Varianz des Zählfehlers ist, angegeben mit einer vagen inversen Gamma-Priorität

**Überlebenswahrscheinlichkeit und Gebietstreue-Wahrscheinlichkeit:** Die Überlebens- und Rückkehraten ( $s$  und  $f$ ) werden geschätzt mittels Anpassung der Fang-Wiederfang-Daten an die drei als „ $m$ -arrays“ strukturierten Altersklassen. Zu diesem Zweck haben wir das BURNHAM-Modell (BURNHAM 1993) verwendet, um beide Arten von Informationen (Lebend- und Totfunde) zu berücksichtigen, bei gleichzeitiger Korrektur für die Wiederfundwahrscheinlichkeit von lebenden und toten Kornweihen.

Die Wiederbeobachtungen lebender Individuen stammen in der Regel aus dem Gebiet, wo die Vögel markiert und wieder freigelassen wurden, in dieser Studie aus dem Wattenmeer-Brutgebiet. Diese Überlebensraten (engl. *apparent survival*) beruhen auf mehreren Voraussetzungen: (1) der Vogel überlebt, (2) der Vogel kehrt zurück an den Beringungs- bzw. Beobachtungsort und (3) der Vogel wird dort gesichtet und abgelesen. *Apparent survival* (augenscheinliches Überleben) deshalb, weil Individuen, die in einem räumlich abgrenzbaren Gebiet, hier die Wattenmeerinseln und angrenzende Küstenbereiche, nicht wieder gesehen werden, nicht zwangsläufig tot sind, sondern durch Abwanderung nun in anderen Gebieten leben könnten. Totfunde (oder auch Ringfunde), sogenanntes „*true survival*“, können dagegen aus einem weitaus größeren geografischen Raum stammen und daher auch Informationen zu Abwanderungsraten liefern (BURNHAM 1993, BARKER 1997, WILLIAMS et al. 2002). Der große Vorteil solcher Modelle, die Lebendrückmeldungen und Totfunde kombinieren, ist, dass das „*apparent survival*“ zerlegt werden kann in eine *wahre* Überlebenswahrscheinlichkeit („*true survival*“) und in eine Wahrscheinlichkeit für Gebietstreue (zu dem Gebiet, in dem die Lebendwiederfunde stattfinden) (BURNHAM 1993, BARKER 1997, WILLIAMS et al. 2002). Das BURNHAM-Modell nimmt daher an, dass Vögel lebend wieder gesehen werden innerhalb eines räumlich abgegrenzten Gebietes und in einem bestimmten Zeitrahmen (z.B. während der Brutzeit), während Totfunde über das gesamte Jahr und auch außerhalb der „Lebendwiederfundgebiete“ vorkommen können. In unsere Modellberechnungen gingen zur Schätzung der Überlebensraten (*apparent survival*) nur Wiederfunde aus dem Wattenmeer und innerhalb der Brutzeit ein.

Insgesamt wurden 2595 Kornweihen als nicht-flügge Jungvögel beringt. Von allen beringten Jungvögeln wurden 116 lebend zurückgemeldet (99% Rückmeldung durch Farbringablesung). 263 Rückmeldungen waren Totfunde. Für die Jahre 1970-2003 ist die Datengrundlage aufgrund geringer Rück-

melderaten eher spärlich. Mit dem Start der Farbberingungsprogramme in den Niederlanden und in Deutschland (Klaassen et al. 2009, Oberdiek & Bange 2012), stiegen die Rückmelderaten markierter Kornweihen. Daher wurden für die beiden Phasen unterschiedliche Rückmeldewahrscheinlichkeiten festgelegt.

**Reproduktionswahrscheinlichkeit:** Die Anzahl der Brutpaare, die im Rahmen von Bruterfolgsmonitoringprogrammen (Klaassen et al. 2006, Oberdiek et al. 2012) betreut wurden (nicht unbedingt gleich mit der Anzahl an Brutpaaren insgesamt) und die Anzahl der flüggen Jungvögel pro Jahr und Insel wurden zur Ermittlung des Bruterfolgs verwendet. Dabei ist  $N(t; j)$  die Anzahl der beobachteten Brutversuche auf Insel  $j$  in Jahr  $t$ .  $S(t; j)$  ist die Anzahl der erfolgreichen Brutversuche, wo mindestens ein Jungvogel ausgeflogen ist und  $R(t; j)$  die Gesamtzahl ausgeflogener Jungvögel. Somit definiert die jährliche Reproduktionsrate  $r$  den Zusammenhang als:

$$R(t, j) \sim \text{Poisson}(r(t) \times N(t, j))$$

wobei die jährliche Reproduktionsrate als Mittelwert plus einer zufälligen zeitlichen Komponente ausgedrückt wird

$$r(t) = \exp(\hat{r} + \epsilon(t)), \quad \epsilon(t) \sim \text{Normal}(0, \sigma_r^2)$$

### Weitere Modellannahmen

- Konstante Gebietstreue und Immigrationsraten, da der vorliegende Datensatz (Lebend- und Totwiederfunde über den gesamten Zeitraum) eine Schätzung dieser Parameter nicht erlaubt.
- Die jährlichen Parameter (Überleben der drei verschiedenen Altersgruppen, Reproduktions-, Zu- und Abwanderungsraten) bilden eine Einheit, welche die demografischen Prozesse auf allen Inseln gleichsam steuert. Daher werden alle Inseln als Replikate desselben Prozesses behandelt.
- Keine altersspezifischen Reproduktionsraten
- Gleiche Überlebensraten von Männchen und Weibchen
- Wir ignorierten Polygynie und nutzten die Anzahlen brütender Weibchen (in Abhängigkeit der jeweiligen Altersklasse) als Stellvertreter für die Größe der Brutpopulation.

- Wir nahmen ein über den Betrachtungszeitraum gleichbleibendes Geschlechterverhältnis von 50% an.
- Konstante Wiederfundrate, konstante Gebietstreue, konstante Immigrationsrate

### Modellanalyse

Basierend auf den jährlichen Schätzungen der demografischen Parameter wurde analysiert, wie die Schwankungen der jährlichen Populationswachstumsraten durch die Variation der einzelnen demografischen Parameter erklärt werden können. Wir wählten zwei Ansätze. Zunächst haben wir den Logarithmus der jährlichen Wachstumsraten auf den Logarithmuswert jedes demografischen Parameters zurückgeführt und die Signifikanz und Effektgrößen (d. h.  $t$ -Werte der geschätzten Koeffizienten) untersucht.

$$\log(\lambda_t) = \sum_i (\beta_i \theta_{i,t})$$

Wobei  $\theta_{i,t} \in \{s_1(t), s_2(t), s_3(t), r(t), f(t), m(t)\}$  und  $\beta_i$  die Regressionskoeffizienten zur Messung der Effektgröße angeben.

In einer weiteren Analyse, die auf einer langfristigen stochastischen Simulation des Populationswachstums basiert, haben wir die stochastische Wachstumsrate zerlegt. Dazu wurden Reihen von stochastischen Simulationen durchgeführt, um die Populationsdynamik zu analysieren und um die potenziell verantwortlichen demografischen Faktoren im Lebenszyklus der Kornweihen zu identifizieren. Dies wurde erreicht, indem die 46 jährlichen Projektionsmatrizen mehrmals zufällig ausgewählt wurden. Die stochastische Wachstumsrate ist dann gegeben durch

$$\log(\lambda_s) = \lim_{T \rightarrow \infty} \frac{1}{T} [\log(|\mathbf{n}(T)|) - \log(|\mathbf{n}(0)|)]$$

wobei  $T$  eine sehr große Zahl ist

$$\mathbf{n}(T) = [\mathbf{A}[\theta(T-1)]\mathbf{A}[\theta(T-2)] \cdots \mathbf{A}[\theta(2)]\mathbf{A}[\theta(1)]\mathbf{n}(0)$$

Darüber hinaus haben wir auch die stochastischen Wachstumsraten für die Phase des Populationsanstiegs und die Phase des Populationsrückgangs (vor 1995 und danach) berechnet. Zur Identifizierung der für die Veränderungen im Populationstrend verantwortlichen demografischen Parameter kam

ein „Stochastisches Life Table Response Experiment“ (SLTRE) zur Anwendung (CASWELL 2010). SLTREs ermöglichen die Zerlegung von Unterschieden in den stochastischen jährlichen Wachstumsraten zwischen zwei (oder mehr) Verfahren  $\log(\lambda_s^p)$  wobei  $p$  das Verfahren bezeichnet) in die Beiträge der Differenzen zwischen den zugrunde liegenden stochastischen Vitalraten  $x\theta_i \in \Theta$

Das heißt, SLTREs zerlegen die Effekte auf die abhängige Variable (hier die Populationswachstumsrate) in einzelne Beiträge, die aus den Variationen der demografischen Parameter (als unabhängigen Variablen), die die abhängige Variable (Populationswachstumsrate) bestimmen, resultieren.

Im ersten Schritt haben wir die stochastischen Sensitivitäten  $\frac{d \log(\lambda_s)}{d\theta}$  berechnet als

$$\frac{d \log(\lambda_s)}{d\theta} = \frac{J_t [\mathbf{w}(t)^{(T)} \otimes \mathbf{v}(t+1)^{(T)}]}{R_t \mathbf{v}(t+1)^{(T)} \mathbf{w}(t+1)} \frac{d \text{vec} \mathbf{A}}{d\theta}$$

Wir haben die gewichteten durchschnittlichen Vitalraten über jeden Zeitraum  $\theta^p$  berechnet (gewichtet nach der Populationsgröße in jedem Zeitschritt). Die Beiträge wurden geschätzt als

$$C_i = \frac{d \log(\lambda_s)}{d\theta_i} (\theta_i^{p2} - \theta_i^{p1})$$

Um die Berechnung von Ableitungen von  $\log \lambda_s$  auf Änderungen aller Parameter in der Anfangsgleichung zu ermöglichen, haben wir das Modell angepasst und nun ausgedrückt als

$$\begin{pmatrix} n_1 \\ n_2 \\ n_3 \end{pmatrix} (t+1) = \begin{pmatrix} s_1(t)f(t)\mu(t)r(t)/2 & s_2(t)r(t)/2 & s_3(t)r(t)/2 \\ s_1(t)f(t)\mu(t) & & \\ & s_2(t) & \\ & & s_3(t) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} n_1 \\ n_2 \\ n_3 \end{pmatrix} (t)$$

wobei die Immigrationsrate  $\mu$  berechnet wird als

$$\mu(t) = \frac{s_1(t)f(t) + m_1(t)}{s_1(t)f(t)}$$

### 6.3 Ergebnisse

Die Brutpopulation von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer erreichte 1994 mit geschätzten 152 Paaren (Bayes'sches Konfidenzintervall 133-175) ihr Maximum (Abb. 6-4). In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraums (1970-1994) stieg die Population um durchschnittliche 6,26% (3,83-10,69%) pro Jahr an. Danach (1995-2016) waren die Bestandszahlen stark rückläufig und nahmen durchschnittlich um 9,8% (7,52-12,44%) pro Jahr ab. Der Anstieg und Rückgang der Kornweihenpopulation verlief räumlich unterschiedlich und erreichte auf den Westfriesischen Inseln bereits Mitte der 1990er Jahre ihren Höhepunkt, während auf den Ostfriesischen Inseln das Maximum erst um das Jahr 2000 erreicht wurde (Anhang Abb. A6-1).

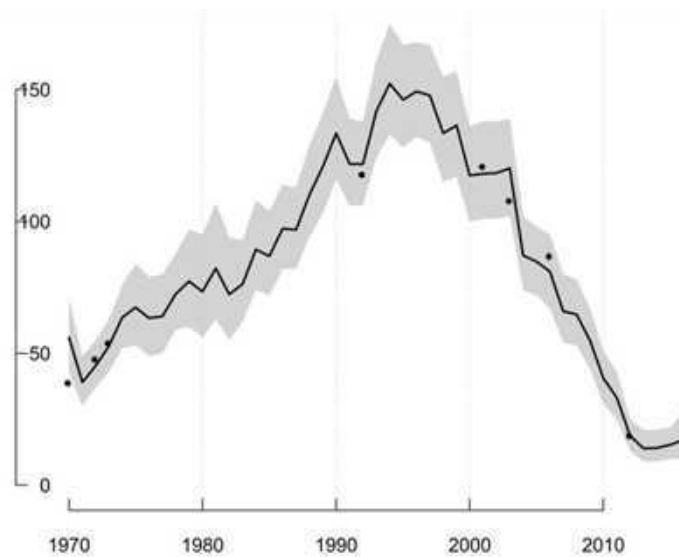


Abb. 6-4: Brutbestandsverlauf von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer von 1971-2016. Schwarze Linien stellen Punktschätzungen dar, grauer Bereich die 95% Bayes'sche Konfidenzintervalle.

Die durchschnittliche jährliche Überlebensrate über alle 46 Untersuchungsjahre betrug für Juvenile 50,46%, für Immature 72,50% und für Adulte 77,90%. Allerdings wurde ein deutlicher Rückgang der Überlebensraten bei den Juvenilen ab den frühen 1990er Jahren und bei den Adulten ab etwa Mitte der 1990er Jahre beobachtet (Abb. 6-5).

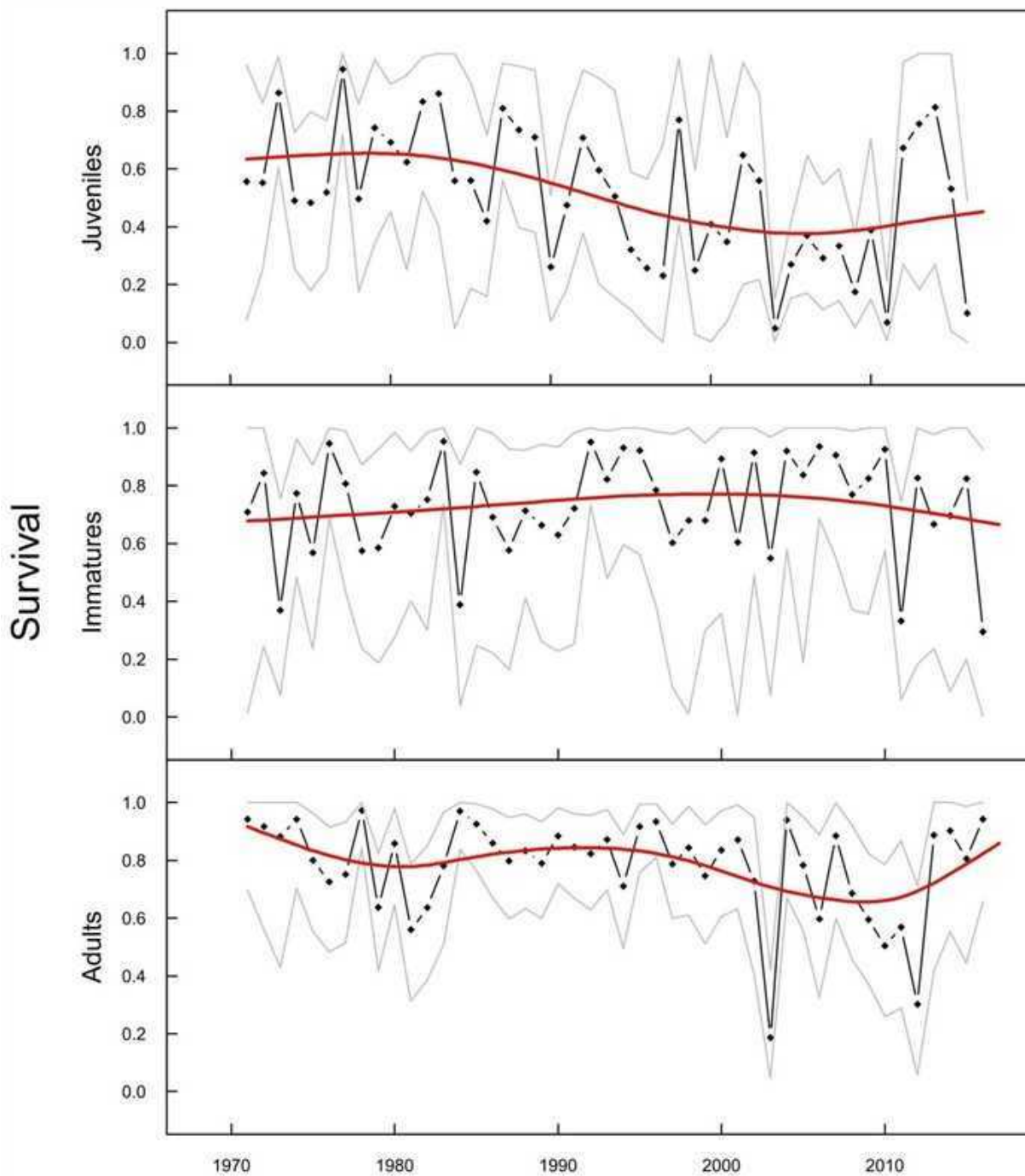


Abb. 6-5: Schätzungen der Überlebensraten juveniler, immaturer und adulter Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer von 1971-2016. Schwarze Linien stellen Punktschätzungen dar, graue Bereiche die 95% Bayes'sche Konfidenzintervalle. Die rote Linie ist die geschätzte Anpassungskurve („fitted smooth LOESS trend“).

Die durchschnittliche jährliche Reproduktionsleistung lag bei 1,49 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr und zeigte keinen besonderen Langzeittrend (Abb. 6-6). Jedoch scheint der Bruterfolg niedriger zu liegen in Jahren mit einer hohen Populationsdichte (in den 1990er Jahren) im Vergleich zum vorherigen und anschließenden Zeitraum.

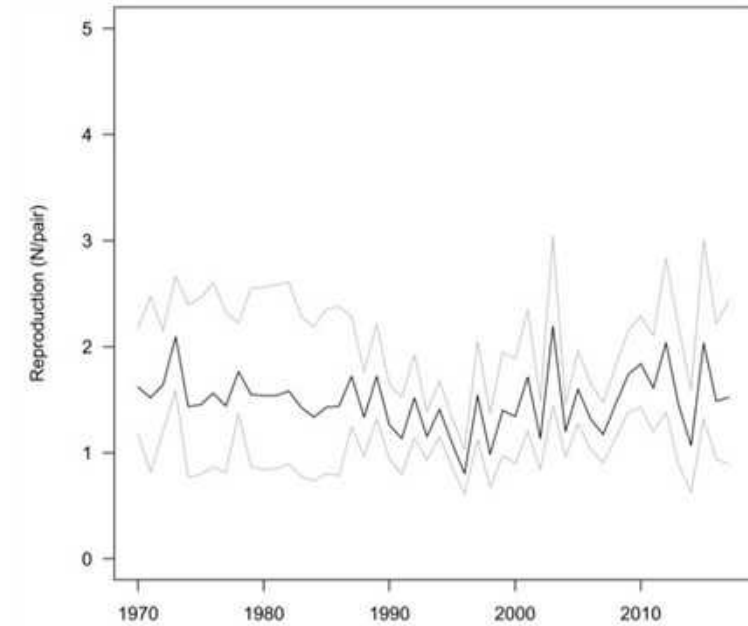


Abb. 6-6: Mittlere jährliche Reproduktionsraten von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer von 1971-2016. Dargestellt sind die mittlere Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro Weibchen.

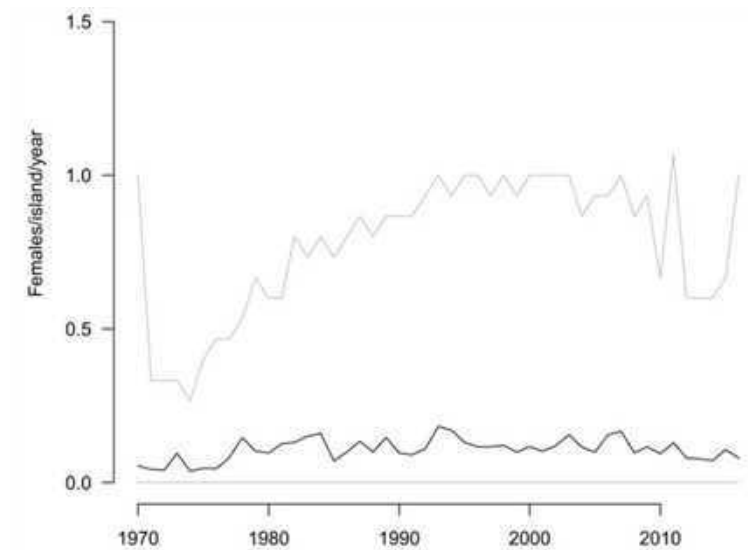


Abb. 6-7: Durchschnittliche Immigrationsraten von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer von 1971-2016. Dargestellt ist die Anzahl zugewanderter Weibchen pro Jahr und Insel.

Die jährliche Gebietstreue (hier Geburtsorttreue) der juvenilen Kornweihen wurde auf 50,95% (39,9-64,3%) geschätzt. Für die Anzahl der immaturren Individuen, die in die Population einwanderten, lag die Schätzung bei 0,10 Weibchen pro Jahr und Insel. Die Zuwanderungsraten zeigten zwar keinen konsistenten Langzeittrend, jedoch scheinen höhere Raten einherzugehen mit einer höheren Populationsdichte (Abb. 6-7).

Die jährlich beobachteten Populationswachstumsraten ( $\log \lambda_s(t)$ ) korrelierten positiv und signifikant mit allen im Modell geschätzten Parametern. Lediglich für den Parameter Immigration konnte kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden. Die größten Effekte auf das Populationswachstum hatten die Überlebensraten von Juvenilen und Adulten (Tab. 6-1). Das deutet darauf hin, dass diese beiden Parameter die meiste interannuelle Variation in den Wachstumsraten erklären. Für den gesamten Zeitraum (46 Übergangsmatrizen) betrachtet, wurde die stochastische Populationswachstumsrate auf 0,983 geschätzt, während die Schätzung für den Zeitraum 1971-1994 bei 1,952 und für 1995-2016 bei 0,913 lag. Diese Ergebnisse stimmen weitgehend mit den Trendschätzungen auf Basis der beobachteten Zahlen überein.

Tab. 6-1: Ergebnisse der linearen Regression der Populationswachstumsraten ( $\log \lambda_s$ ) gegen jeden Modellparameter  $\theta_{i,j}$  für alle 46 Jahresstufen. Modell  $R^2 = 84,1\%$ ,  $p < 0,001$ .

		<b>Estimate</b>	<b>s.e</b>	<b>t value</b>	<b>Pr(&gt; t )</b>
	(Intercept)	0,2011	0,0255	7,89	0,0000
Überleben Juv.	$\log (s_1)$	0,1385	0,0152	9,09	0,0000
Überleben Imm.	$\log (s_2)$	0,1575	0,0404	3,90	0,0004
Überleben Ad.	$\log (s_3)$	0,3674	0,0372	9,87	0,0000
Reproduktion	$\log (r)$	0,1575	0,0591	2,67	0,0110
Immigration	$\log (\mu)$	-0,0918	0,0620	-1,48	0,1469

Die SLTRE Analyse ergab, dass der Unterschied in der stochastischen Wachstumsrate zwischen den beiden definierten Perioden hauptsächlich durch die veränderten Überlebensraten der Adulten und Juvenilen, gefolgt von den Reproduktionsraten, erklärt wird (Tab. 6-2).

Tab. 6-2: Ergebnisse der SLTRE Analyse für die Kornweihenpopulation im niederländisch-deutschen Wattenmeer. Für jeden Modellparameter werden die Schätzungen für die Perioden 1971-1994 ( $\theta_1$ ) und 1995-2016 ( $\theta_2$ ), der Unterschied zwischen den zwei Perioden ( $\theta_1 - \theta_2$ ), die Sensitivität der stochastischen Wachstumsrate auf Veränderungen jeder Parameterklasse ( $d \log(\lambda_s / d \theta_i)$ ), ausgewertet mit allen verfügbaren Datensätzen, sowie der Beitrag jeder Parameterklasse zu den Unterschieden in den Wachstumsraten zwischen den beiden Perioden C angegeben.

	$\theta_1$	$\theta_2$	$\theta_1 - \theta_2$	$d \log(\lambda_s / d \theta_i)$	C
Überleben Juv. ( $s_1$ )	0,6103	0,3704	-0,2399	0,1398	-0,0335
Überleben Imm. ( $s_2$ )	0,7286	0,7631	0,0346	1,0264	0,0335
Überleben Ad. ( $s_3$ )	0,8178	0,7557	-0,0620	1,0951	-0,0679
Reproduktion ( $r$ )	1,4649	1,3825	-0,0824	0,4673	-0,0385
Gebietstreue ( $f_1$ )	0,5095	0,5095	0,0000	0,1320	0,0000
Immigration ( $\mu$ )	1,0872	1,2067	0,1195	0,0568	0,0068

#### 6.4 Diskussion

Die vorliegende Studie zur Populationsdynamik von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer kann im Detail verschiedene Phasen der Populationsentwicklung nachzeichnen. Die Gesamtpopulation erreichte ihr Maximum Mitte der 1990er Jahre. Danach setzte ein kontinuierlicher und starker Rückgang der Brutpopulation ein, im westlichen Wattenmeer etwas früher als weiter im Osten, aber durchgängig mit jährlichen Rückgangsraten von etwa 10%. Heute hat die Population im gesamten Wattenmeer eine kritisch kleine Populationsgröße erreicht mit wenigen verbliebenen Brutpaaren in den vormals so präferierten Dünenhabitaten (KLAASSEN et al. 2006, VAN OOSTEN et al. 2008, FELDT 2010). Die Brutpopulation von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer ist damit akut vom Erlöschen bedroht. Mit unserem IPM für die Brutpopulation von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer haben wir zwei wichtige Ziele zur Bewertung der Lebensfähigkeit der Brutpopulation dieser seltenen und stark bedrohten Vogelart erreicht. Zum einen konnten wir durch die Kombination von Daten aus Brutbestandszählungen und empirischen Daten zu Reproduktionserfolg und Überleben demografische Parameter schätzen, für die nur begrenzte oder keine empirischen Daten vorlagen. Zum anderen konnten wir so die demografischen Einflussgrößen identifizieren, die für die beobachtete Populationsentwicklung verantwortlich sind.

Der Bruterfolg von Kornweihen kann maßbeglich beeinflusst werden von Brutplatzangebot, Habitatqualität und in besonderen Maße durch das Nahrungsangebot (SUNDELL et al. 2004, AMAR et al. 2005,

CARAVAGGI et al. 2019). Zusätzlich können sich diese Faktoren auch gegenseitig bedingen, wie AMAR et al. (2005) für die Kornweihenpopulation auf Orkney zeigen konnten. Hier gingen in den 1990er Jahren durch niedrige Reproduktionsraten die Brutpaarzahlen massiv zurück. Die Ursache war ein reduziertes Nahrungsangebot zu Beginn der Brutzeit, weil aufgrund der Überweidung durch Schafe extensiv genutzte Grünländer mit einer rauhen, heterogenen Vegetationsstruktur verschwanden und damit auch Feldmäuse (*Microtus arvalis*) als wichtigste Nahrungsgrundlage. Seit Beginn der 2000er Jahre ist die Zahl der Schafe reduziert worden und die Kornweihen-Brutpopulation der Orkneys hat sich infolgedessen stark erholt (AMAR et al. 2011). Reproduktionsraten können auch durch eine hohe Dichte potentieller Prädatoren stark beeinflusst werden (BAINES & RICHARDSON 2013, McMILLAN 2014). Die Bejagung von Füchsen (*Vulpes vulpes*) im Rahmen des schottischen Moorschneehuhn-Managements im Langholm Moor führte zu einem Anstieg des Bruterfolgs auf im Mittel 3,9 flügge Jungvögel pro Weibchen (LUDWIG et al. 2017). Diese Rate war doppelt so hoch wie CHALLIS et al. (2015) für ganz Schottland ermittelten.

Die Kornweihen-Brutpopulation im Wattenmeer zeigte im Verlauf des Betrachtungszeitraums von 46 Jahren weitgehend gleichbleibende Reproduktionsraten. Trotz leichter (natürlicher) Schwankungen, lag der Bruterfolg der Wattenmeer-Kornweihen bei durchschnittlich 1,49 flüggen Jungvögeln pro Weibchen und Jahr. Dieser Wert bewegte sich aber insgesamt im Rahmen der durchschnittlichen Reproduktionsraten, die aus anderen europäischen Kornweihen-Populationen bekannt sind (GREEN & ETHERIDGE 1999, SIMMONS 2000, GARCÍA & ARROYO 2001, IRWIN et al. 2011, LUDWIG et al. 2017). KLAASSEN et al. (2006) errechneten basierend auf einer Überlebensanalyse von Ringfunden toter und lebender Kornweihen (LOF 2000), dass jährlich 1,3 Junge pro Brutpaar benötigt werden, um die Sterblichkeit innerhalb der Population auszugleichen und die Brutpopulation stabil zu halten (VAN TURNHOUT et al. 2013). In einer Kornweihenpopulation in Wales korrelierte die Populationswachstumsrate positiv mit der Anzahl flügger Jungvögel, die in der Phase des Populationsanstiegs zwischen 1,42 – 1,81 Flüggen pro Nest lag (WHITFIELD & FIELDING 2009). Für einen günstigen Erhaltungszustand der walisischen Kornweihen-Brutpopulation ermittelten die Forscher einen Mindestbruterfolg von 1,2 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Auch wenn die britischen Kornweihen-Brutpopulationen (Schottland, Wales, England, Nordirland) z.T. deutlich höhere jährliche Reproduktionsraten erbringen, so müsste der Bruterfolg der Wattenmeer-Kornweihen als ausreichend angesehen werden hinsichtlich des Fortbestands der Brutpopulation. Die langfristig stabilen und hinreichend guten Reproduktionsraten der Wattenmeer-Kornweihen können nicht als Erklärung für die stark negativen Wachstumsraten herangezogen werden und deuten auch nicht auf negativ wirkende Habitatfaktoren (z.B. Nahrungsmangel, Prädation) im Brutgebiet hin.

Grundsätzlich besteht bei Vögeln eine altersspezifische Überlebenswahrscheinlichkeit, die bei jungen Vögeln, aufgrund ihrer Unerfahrenheit und niedrigem sozialen Status (noch) gering ist und mit dem

Alter zunimmt (MARTIN 2015, NEWTON et al. 2016). Für adulte Kornweihen wird in Populationen ohne direktes menschliches Eingreifen (z.B. durch Bejagung) eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 70-90% angegeben, wobei Weibchen höhere Raten zeigen als Männchen (PICOZZI 1984, ETHERIDGE et al. 1997). Verschiedene Studien an anderen Greifvogelarten (z.B. Habicht *Accipiter gentilis*: (SCHAUB et al. 2024), Rotmilan *Milvus milvus*: (PFEIFFER & SCHAUB 2023) ermittelten für einjährige Vögel eine um 7-48% geringere Überlebenswahrscheinlichkeit gegenüber der von Altvögeln (NEWTON et al. 2016). Die für einjährige Kornweihen aus Irland und Schottland berechneten Überlebensraten bewegen sich zwischen 16-36% (ETHERIDGE et al. 1997, RUDDOCK 2016, SHERIDAN et al. 2020). In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraums (1970-1994) überlebten jährlich im Schnitt gut 82% der adulten Wattenmeer-Kornweihen, was im Rahmen der genannten Spanne liegt. Diese Überlebensrate ging ab 1995 auf 75% zurück. Bei den Immaturen (zweijährige Vögel) betrug die Überlebenswahrscheinlichkeit jährlich ca. 73%, die sich über den gesamten Betrachtungszeitraum nur unwesentlich veränderte und die vergleichbar mit der Rate der Adulten ist (WHITFIELD & FIELDING 2009). Natürlicherweise hatten einjährige Wattenmeer-Kornweihen eine insgesamt niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit als die Immaturen und Adulten. Allerdings sank diese von relativ hohen 61% in den Jahren vor 1995 auf nur noch 37% in den Jahren ab 1995. Während also bis Mitte der 1990er Jahre nur 39% der im Wattenmeer flügge gewordenen Kornweihen ihren ersten Winter nicht überleben, steigt ihre Sterblichkeit ab 1995 auf 63% an. Trotz dieses starken Rückgangs erscheinen solche Überlebensraten von Jungvögeln immer noch vergleichsweise hoch (PICOZZI 1984, ETHERIDGE et al. 1997, WHITFIELD & FIELDING 2009, O'DONOGHUE 2010), da ihre Überlebenswahrscheinlichkeit, neben zum Teil massiv wirkenden äußeren Faktoren wie z.B. Nahrungsangebot, Lebensraumbedingungen, menschlich verursachte Beeinträchtigungen (ETHERIDGE et al. 1997, MURGATROYD et al. 2019), die auch auf die Adulten einwirken, stärker durch intrinsische Faktoren beeinflusst wird als bei Adulten.

Das IPM zeigt, dass das negative Populationswachstum nach 1995 hauptsächlich mit den gesunkenen Überlebensraten der Adulten und der Juvenilen korreliert war. Dabei hat die Überlebenswahrscheinlichkeit der jüngsten Altersklasse zwar stärker abgenommen als die der adulten Kornweihen, die jährliche Wachstumsrate reagiert aber vergleichsweise empfindlicher auf die adulten Überlebensraten als auf jeden anderen betrachteten demografischen Parameter (Tab. 6-2). Die angestiegene Mortalitätsrate der Adulten lieferte einen größeren Beitrag zu den jährlichen Wachstumsraten, als das Überleben der Juvenilen und hatte damit einen relativ stärkeren Effekt auf den Fortbestand der Kornweihen-Population im Wattenmeer. (SHERIDAN et al. 2020) und (WHITFIELD & FIELDING 2009) zeigten in ihren Populationsstudien an Kornweihen in zwei Brutgebieten in Irland, dass ebenfalls die Überlebenswahrscheinlichkeit der Adulten den anteilmäßig größten Einfluss auf die Populationswachstumsrate hatte.

Zur Aufrechterhaltung einer Population ist vor allem die Rekrutierung in die Population ein wesentlicher Faktor. Diese wird durch den Bruterfolg, die Mortalität und Zuwanderung aus anderen Populationen bestimmt. Diese Faktoren müssen die Mortalität der Altvögel und die Abwanderung in andere Populationen ausgleichen, damit eine langfristig stabile Population bestehen kann (BEGON & TOWNSEND 2020). Rekrutierung in die Brutpopulation setzt voraus, dass die Vögel zum einen das erste Jahr überleben, und zum anderen, dass die Vögel eine gewissen Treue zum ihrem Geburtsort zeigen. Wie bei nahezu allen Vogelarten, ist auch bei Greifvögeln die Geburtsortstreue der Jungvögel weniger stark ausgeprägt wie die Brutplatztreue der Altvögel (SARASOLA et al. 2018). Zum Beispiel kehrten in Westfrankreich und Zentralspanien maximal 27% der vorjährigen Wiesenweihen (*Circus pygargus*) in ihr Geburtsgebiet zurück (ARROYO et al. 2002). Junge irische Kornweihen-Weibchen zeigten dagegen Dispersionsdistanzen von lediglich 35 km (WHITFIELD & FIELDING 2009). Sie siedelten sich als Brutvögel also recht nah an ihrem Geburtsort an. Wenn man davon ausgeht, dass Wattenmeer-Kornweihen nicht zwangsläufig ihrer Geburtsinsel treu sind, sondern den Wattenmeerinseln als Lebensraum an sich, dann erscheint vor dem Hintergrund der relativ kurzen Dispersionsdistanzen der recht hohe und über den gesamten Betrachtungszeitraum weitgehend stabile Anteil von 50% jährlicher Geburtsortstreue, nachvollziehbar. Die Hälfte der gebietseigenen Jungvögel rekrutierte somit in die Wattenmeer-Brutpopulation. Für Kornweihen ist belegt, dass vor allem die Weibchen häufig bereits als einjährige Vögel erstmals brüten (WATSON 2010). Die Männchen dagegen brüten in der Regel erstmals mit zwei Jahren (HAMERSTROM et al. 1985).

DIERSCHKE et al. (2010) werteten in einer Vorstudie einen Teil der auch hier verwendeten Beringungs- und Wiederfunddaten der West- und Ostfriesischen Inseln (2006-2008) aus und stellten fest, dass auf Basis von Lebendsichtungen beringter Kornweihen die Rekrutierungsraten von Jungvögeln in die Wattenmeer-Brutpopulation in diesen drei Jahren bei etwa 22% lag. Allerdings brüteten von diesen, dann adulten Vögeln nur wenige ein zweites und lediglich einzelne Individuen noch ein drittes Mal in ihrem Brutrevier auf einer Wattenmeerinsel, trotz der für adulte Kornweihen (bzw. für Greifvogelarten insgesamt) belegten sehr hohen Gebietstreue gegenüber ihrem Brutgebiet (WHITFIELD & FIELDING 2009, SARASOLA et al. 2018).

Die Entscheidung etablierter Brutvögel, ein angestammtes Brutrevier zu verlassen, kommt bei Greifvögeln oftmals nach einem Brutverlust vor (WIKLUND 1996, NEWTON 2001), kann aber auch durch die reine Anwesenheit potentieller Prädatoren ausgelöst werden (HAKKARAINEN et al. 2001, KRÜGER 2002). Obwohl letzter Faktor nicht grundsätzlich auszuschließen ist (siehe Kap. 2 dieser Arbeit), erscheint eine Abwanderung adulter Kornweihen in andere Brutpopulationen außerhalb des Wattenmeeres wenig wahrscheinlich. Unser langjähriger Datensatz belegt keine Wiederfunde von Brutvögeln des Wattenmeeres in anderen Gebieten des europäischen Binnenlandes während der Brutzeit. Grundsätzlich kann eine Abwanderung einzelner Kornweihen aber nicht vollkommen ausgeschlossen wer-

den. Methodenbedingt sinkt die Wiederfundwahrscheinlichkeit lebender, markierter Kornweihen massiv, sobald sie die Region des Wattenmeeres verlassen, so dass Aussagen zu einem möglichen Dispersionsverhalten adulter Wattenmeer-Kornweihen schwierig sind. Wohl aber gibt es vereinzelt Umsiedlungen adulter Brutvögel zwischen den Inseln des Wattenmeeres und angrenzender Küstenregionen (DIERSCHKE et al. 2010).

Der Kornweihen-Brutbestand des niederländisch-deutschen Wattenmeeres speiste sich daher offenbar vor allem durch die hohe Rekrutierungsrate der gebietseigenen Jungvögel. Durch die Geburtsortstreue junger Kornweihen stehen die Teilbrutgebiete der verschiedenen Wattenmeerinseln miteinander im Austausch. DIERSCHKE et al. (2010) mutmaßten bereits in ihrer Vorstudie, dass der recht hohe Anteil von jungen Brutvögeln im 1. (v.a. Weibchen) bzw. 2. (Männchen) Kalenderjahr mit der stark rückläufigen Population und den damit frei gewordenen Brutrevieren zusammenhängen könnte. Als Grund dafür vermuteten sie eine hohe Altvogel-Mortalität, was wir mit unserem IPM bestätigen konnten. Da sich aber zusätzlich die Sterblichkeit der einjährigen Kornweihen stark erhöht hat, ist die Gesamtheit an Individuen, aus denen die Hälfte ins Wattenmeer rekrutieren kann, auch entsprechend kleiner. Die für eine Stabilisierung der Wattenmeerpopulation zwar ausreichenden Reproduktionsraten werden überlagert durch eine hohe Mortalität sowohl der Jung- als auch der Altvögel. Diese Verluste müssten ausgeglichen werden durch eine starke Zuwanderung aus anderen Gebieten, zum Beispiel aus der großen südwesteuropäischen Population (MILLON & BRETAGNOLLE 2004). Allerdings bewegte sich die Immigrationsrate, also die Einwanderung von Kornweihen aus anderen Brutgebieten ins Wattenmeer, konstant bei einem Individuum pro Jahr und zeigte keinen Langzeittrend. Vor diesem Hintergrund scheint die Wattenmeer-Population der Kornweihen nur in geringem Maß mit anderen Brutgebieten in Europa im Austausch zu stehen, so dass die Verluste der eigenen Vögel nicht durch zugewanderte Individuen ausgeglichen werden. Die gesamteuropäische Bestandssituation der Kornweihen ist derart angespannt (KELLER et al. 2020, FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021, LÓPEZ-JIMÉNEZ & ARROYO 2021), dass es wahrscheinlich keine Quellpopulationen gibt, so dass abwandernde Individuen aus anderen Populationen die Verluste im Wattenmeer ausgleichen könnten (PULLIAM 1988, MILLON et al. 2019). Allenfalls die britische Kornweihen-Population erfährt derzeit zumindest regional leichte Bestandserholungen (KELLY et al. 2025), wobei dort wohl zunächst die Wiederbesiedlung der eigenen ehemaligen Brutgebiete stattfinden wird, bevor Gebiete am europäischen Festland erreicht werden (WHITFIELD & FIELDING 2009).

Wann und wo sterben die Wattenmeer-Kornweihen? Etwa 15% der gemeldeten Totfunde markierter Kornweihen stammen aus Gebieten außerhalb des Wattenmeeres und außerhalb der Brutzeit. Die Gründe für die hohe Sterblichkeit sowohl juveniler als auch adulter Kornweihen außerhalb des Brutgebietes bzw. der Brutzeit im Wattenmeer sind derzeit nicht hinreichend bekannt. Während Brut- und Nahrungsökologie, Einflussfaktoren auf Brutpopulationen, Verlust- und Rückgangsursachen so-

wie Artenschutzaspekte in verschiedenen europäischen Kornweihen-Brutpopulationen zum Teil sehr umfangreich untersucht sind (GARCÍA & ARROYO 2001, MILLON et al. 2002, REDPATH et al. 2002, BRO et al. 2006, AMAR et al. 2011, WOTTON et al. 2018, CARAVAGGI et al. 2019, MURGATROYD et al. 2019), ist die Kenntnislage zu Wanderungen außerhalb der Brutzeit, sowie zur Lage und Qualität, insbesondere im Hinblick auf Nahrungsangebot und –verfügbarkeit, von Rast- und Überwinterungsgebieten unzureichend (MOROLLÓN et al. 2024).

Kornweihen sind keine „klassischen“ Langstreckenzieher wie unter den Greifvögeln etwa Wiesen- und Rohrweihen (*Circus pygargus*, *C. Aeruginosus*) (AGOSTINI 2021b, SCHLAICH & KLAASSEN 2021). Vielmehr zeigen sie ein komplexes Migrations- und Dispersionsverhalten, bei dem die zurückgelegten Distanzen sowie die Lage der Rast- und Überwinterungsgebiete alters- und geschlechtsspezifisch sehr stark variieren können (CLARKE & WATSON 1990, ETHERIDGE & SUMMERS 2006, AGOSTINI 2021a, MOROLLÓN et al. 2024). Erste Besenderungsstudien an niederländischen Kornweihen bestätigten diese hohe Variabilität im Wanderungsverhalten (KLAASSEN et al. 2014a, VERVOORT & KLAASSEN 2016). Jungvögel scheinen schon wenige Wochen nach dem Ausfliegen zu großen Wanderungen in alle Richtungen fähig zu sein. Ein Teil der Jungvögel (sowohl Männchen als auch Weibchen) blieb nach dem Ausfliegen in ihren niederländischen Geburtsgebieten und angrenzender Region. Andere Jungvögel wanderten ins Ausland, insbesondere nach Norddeutschland oder auch nach Frankreich. Von drei in Groningen markierten Altvögeln (Weibchen) verbrachten zwei den Winter in der Nähe ihrer Brutgebiete. Der dritte Vogel (Männchen) überwinterte im Südwesten Spaniens, mit einem Zwischenstopp von mehr als zwei Monaten in Nordfrankreich. Auf dem europäischen Festland nutzen Kornweihen im Winter nahezu ausschließlich Ackerflächen und Wirtschaftsgrünland. Daher sind sie für ihre Nahrungsversorgung (hauptsächlich Wühlmäuse *Microtus spec.* (CLARKE et al. 1993, VOSKUHL et al. 2013) in hohem Maße von landwirtschaftlichen Flächen abhängig (SCHLAICH et al. 2021), die zudem in ihrer Habitatqualität so ausgestattet sein müssen, dass sie ein Nahrungsangebot mit entsprechender Verfügbarkeit bereitstellen können. Europaweit ist die landwirtschaftliche Flächennutzung durch einen hohen, weiterhin steigenden Intensivierungsgrad gekennzeichnet, mit beträchtlichen negativen Auswirkungen auf die Biodiversität dieser Lebensräume (VOŘÍŠEK et al. 2010, SCHILS et al. 2022, REIF et al. 2024). Davon sind auch Wühlmauspopulationen betroffen, deren Dichte sich mit zunehmender Intensivierung stark reduziert (FISCHER & SCHRÖDER 2014, JANOVA & HEROLDOVA 2016). Durch Flurbereinigungen zusammengeführte Flächenkomplexe und der damit einhergehende Verlust an Randstrukturen wie Ackerrandstreifen und Feldhecken oder das Verschwinden von Brachflächen sowie das räumlich geringe Angebot extensiv genutzter Grünland- und Ackerlandschaften kann somit die Qualität in den Rast- und Winterhabitaten der Kornweihen und in besonderem Maße die Nahrungsbedingungen massiv beeinträchtigen. Nahrungsmangel bzw. Hunger bewirken eine reduzierte Fitness,

wodurch sich wiederum die Sterblichkeitsrate der Altvögel und in besondere Maße die der Jungvögel stark erhöhen kann (NEWTON et al. 2016).

Beispiele zeigen, dass durch gezielte Agrarumweltmaßnahmen wie z.B. nicht geerntete Brachflächen oder spezielle Wintervogel-Feldfrüchte die Qualität der Lebensräume und die Verfügbarkeit von Nahrung für Vögel in der Agrarlandschaft während des ganzen Jahres verbessert werden kann (NEYENS et al. 2023). Von einer grundsätzlich extensiveren Landwirtschaft, in der Acker- und Grünlandflächen so bewirtschaftet werden, dass Beutetiere (Vögel und Wühlmäuse) gut gedeihen, können nicht nur Kornweihen, sondern die gesamte Lebensgemeinschaft von Agrarökosystemen stärker profitieren.

Mit dieser Studie haben wir erstmals ein Integriertes Populationsmodell für eine Kornweihen-Brutpopulation im niederländisch-deutschen Wattenmeer vorgelegt. Mit diesem IPM können wir, trotz methodischer Schwächen aufgrund der heterogenen und in Teilen dünnen Datenlage und den darauf basierenden Modellannahmen (keine geschlechtsspezifischen Überlebensraten, altersunabhängige Reproduktionsraten) in dieser äußerst kritischen Situation der Wattenmeerpopulation entscheidende Hinweise auf die Gründe für den stark negativen Bestandstrend liefern. Unsere Ergebnisse legen einen Ausgangspunkt für weitere Untersuchungen insbesondere zu den Ursachen für die gestiegenen Mortalitätsraten adulter und juveniler Kornweihen. Es bedarf einer Ausweitung von Besonderungsstudien auf größerer räumlicher Ebene, um detaillierte Einsichten in die komplexen alters- und geschlechtsspezifischen Wanderung und Dispersionsverhalten von Kornweihen aus unterschiedlichen europäischen Populationen besser zu verstehen, die Rast- und Wintergebiete zu identifizieren sowie Habitatansprüche und -qualität zu ermitteln, um Einsichten in die Faktoren zu erlangen, die das Überleben und Rekrutierung von Kornweihen in die Brutpopulationen bestimmen (IRWIN et al. 2011, KLAASSEN et al. 2014b). Da die Brutpopulation im niederländisch-deutschen Wattenmeer quasi erloschen ist, ist eine Wiederbesiedlung des Lebensraumes in erheblichem Masse von Einwanderungsereignissen aus anderen mitteleuropäischen Teilpopulationen abhängig. Ein Verständnis der Rekrutierungsmechanismen und der Faktoren, die außerhalb der Brutzeit das Überleben und die Fitness von juvenilen und adulten Kornweihen bestimmen ist essenzielle Voraussetzung für mittel- und langfristige Schutzkonzepte für die insgesamt bedrohte mitteleuropäische Kornweihen-Population (KNIPPING & STAHL 2018, FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021, VOGELBESCHERMING NEDERLAND 2024).

## 6.5 Literatur

- ABADI, F., GIMENEZ, O., ARLETTAZ, R. & SCHAUB, M. (2010a): An assessment of integrated population models: bias, accuracy, and violation of the assumption of independence. *Ecology* 91 (1): 7-14.
- ABADI, F., GIMENEZ, O., ULLRICH, B., ARLETTAZ, R. & SCHAUB, M. (2010b): Estimation of immigration rate using integrated population models. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 393-400.

- AGOSTINI, N. (2021a): Hen harrier *Circus cyaneus*. In PANUCCIO, M., MELLONE, U. & AGOSTINI, N. (Hrsg.), Migration Strategies of Birds of Prey in Western Palearctic, CRC Press, Boca Raton, Florida: 142-145.
- AGOSTINI, N. (2021b): Western marsh harrier *Circus aeruginosus*. In (Hrsg.), Migration Strategies of Birds of Prey in Western Palearctic, CRC Press: 134-141.
- AMAR, A., ARROYO, B., MEEK, E., REDPATH, S. & RILEY, H. (2008): Influence of habitat on breeding performance of Hen Harriers *Circus cyaneus* in Orkney. *Ibis* 150 (2): 400-404.
- AMAR, A., DAVIES, J., MEEK, E., WILLIAMS, J., KNIGHT, A. & REDPATH, S. (2011): Long-term impact of changes in sheep densities on the breeding output of the hen harrier. *Journal of Applied Ecology* 48 (1): 220-227.
- AMAR, A., PICOZZI, A., MEEK, E., LAMBIN, X. & REDPATH, S. (2005): Variation in demographic parameters and mating system during the decline of the hen harrier on Orkney. *British Birds* 52: 18-24.
- ARROYO, B., GARCÍA, J. T. & BRETAGNOLLE, V. (Year): Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. In (Hrsg.), Animal conservation forum, Cambridge University Press.
- BAINES, D. & RICHARDSON, M. (2013): Hen harriers on a Scottish grouse moor: multiple factors predict breeding density and productivity. *Journal of Applied Ecology* 50 (6): 1397-1405.
- BAIRLEIN, F., DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V., SALEWSKI, V., GEITER, O., HÜPPOP, K., KÖPPEN, U. & FIEDLER, W. (2014): Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut-und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BALFOUR, E. & CADBURY, C. J. (1979): Polygyny, Spacing and Sex Ratio among Hen Harriers *Circus cyaneus* in Orkney, Scotland. *Ornis Scandinavica* 10 (1): 133-141.
- BARKER, R. J. (1997): Joint modeling of live-recapture, tag-resight, and tag-recovery data. *Biometrics*: 666-677.
- BAUER, H., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nichtsingvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden
- BAUER, H. G. & BERTHOLD, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. 2. durchgesehene Auflage. Aula Verlag, Wiesbaden.
- BEGON, M. & TOWNSEND, C. R. (2020): Ecology: from individuals to ecosystems. John Wiley & Sons.
- BEISSINGER, S. R. & MCCULLOUGH, D. R. (2002): Population viability analysis. University of Chicago Press.
- BESBEAS, P., FREEMAN, S. N., MORGAN, B. J. & CATCHPOLE, E. (2002): Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics* 58 (3): 540-547.
- BESBEAS, P., LEBRETON, J.-D. & MORGAN, B. J. (2003): The efficient integration of abundance and demographic data. *Journal of the Royal Statistical Society Series C: Applied Statistics* 52 (1): 95-102.
- BILDSTEIN, K. L. & BIRD, D. M. (2007): Raptor research and management techniques. Hancock House, Kanada.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series, No. 12, BirdLife International, Wageningen, Niederlande.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2025): Species factsheet: *Circus cyaneus*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/hen-harrier-circus-cyaneus>
- BOELE, A., VERGEER, J. W., VAN BRUGGEN, J., GOFFIN, B., KOFFIJBERG, K., VAN OOSTVEEN, C., SCHOPPERS, J. & JANSEN, D. (2024): Broedvogels in Nederland in 2023. Sovon-rapport 2024/40, Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- BRO, E., ARROYO, B. & MIGOT, P. (2006): Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: a review. *Wildlife Biology* 12 (3): 233-247.
- BROOK, B. W., O'GRADY, J. J., CHAPMAN, A. P., BURGMAN, M. A., AKÇAKAYA, H. R. & FRANKHAM, R. (2000): Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404 (6776): 385-387.
- BURNHAM, K. P. (1993): A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data. In LEBRETON, J. D. & NORTH, P. M. (Hrsg.), A theory for combined analysis of ring recovery and recapture data, Birkhauser Verlag, Basel, Schweiz: 199-213.

- CARAVAGGI, A., IRWIN, S., LUSBY, J., RUDDOCK, M., O'TOOLE, L., MEE, A., NAGLE, T., O'NEILL, S., TIERNEY, D., MCCARTHY, A. & O'HALLORAN, J. (2019): Factors influencing Hen Harrier *Circus cyaneus* territory site selection and breeding success. *Bird Study* 66 (3): 366-377.
- CASWELL, H. (2000): Matrix population models. Sinauer Sunderland, MA.
- CASWELL, H. (2001): Construction, analysis, and interpretation. Sunderland: Sinauer 585: 258-277.
- CASWELL, H. (2010): Life table response experiment analysis of the stochastic growth rate. *Journal of Ecology* 98 (2): 324-333.
- CHALLIS, A., WILSON, M., HOLLING, M., ROOS, S., STEVENSON, A. & STIRLING-AIRD, P. (2015): Scottish Raptor Monitoring Scheme Report 2014. BTO Scotland.
- CLARKE, R., BOURGONJE, A. & CASTELIJNS, H. (1993): Food niches of sympatric Marsh Harriers *Circus aeruginosus* and Hen Harriers *C. cyaneus* on the Dutch coast in winter. *Ibis* 135 (4): 424-431.
- CLARKE, R. & WATSON, D. (1990): The Hen Harrier *Circus cyaneus* Winter Roost Survey in Britain and Ireland. *Bird Study* 37 (2): 84-100.
- DE GROOT, A. V., JANSSEN, G. M., ISERMANN, M., STOCK, M., GLAHN, M., ELSCHOT, K., HELLWIG, U., PETERSEN, J., ESSELINK, P., VAN DUIN, W., KÖRBER, P., JENSEN, K. & HECKER, N. (2017): Beaches and dunes. In KLOEPPER, S., BAPTIST, M. J., BOSTELMANN, A. et al. (Hrsg.), Wadden Sea Quality Status Report, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Last updated 21.12.2017. : Downloaded 02.12.2024. [qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/beaches-and-dunes](https://qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/beaches-and-dunes).
- DIERSCHKE, J. (2008): Bestandsentwicklung von Kornweihe *Circus cyaneus* und Sumpfhöhreule *Asio flammeus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelkd. Ber. Niedersachs* 40: 459-465.
- DIERSCHKE, J., KLAASSEN, O., DE BOER, P. & DIJKSEN, L. (2010): Rekrutierung und Inselhopping von Kornweihen *Circus cyaneus* auf den West- und Ostfriesischen Inseln. *Vogelkd. Ber. Niedersachs* 41: 241-246.
- ETHERIDGE, B., SUMMERS, R. & GREEN, R. (1997): The effects of illegal killing and destruction of nests by humans on the population dynamics of the hen harrier *Circus cyaneus* in Scotland. *Journal of Applied Ecology* 34 (4): 1081-1105.
- ETHERIDGE, B. & SUMMERS, R. W. (2006): Movements of British hen harriers *Circus cyaneus* outside the breeding season. *Ringling & Migration* 23 (1): 6-14.
- FELDT, T. (2010): Brut- und Jagdhabitatwahl zweier sympatrischer Weihenarten (*Circus cyaneus* und *Circus aeruginosus*) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- FERNÁNDEZ-BELLON, D., LUSBY, J., BOS, J., SCHAUB, T., MCCARTHY, A., CARAVAGGI, A., IRWIN, S. & O'HALLORAN, J. (2021): Expert knowledge assessment of threats and conservation strategies for breeding Hen Harrier and Short-eared Owl across Europe. *Bird Conservation International* 31 (2): 268-285.
- FISCHER, C. & SCHRÖDER, B. (2014): Predicting spatial and temporal habitat use of rodents in a highly intensive agricultural area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 145-153.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. (2001): Effect of abiotic factors on reproduction in the centre and periphery of breeding ranges: a comparative analysis in sympatric harriers. *Ecography* 24 (4): 393-402.
- GEARY, M., HAWORTH, P. F. & FIELDING, A. H. (2018): Hen harrier *Circus cyaneus* nest sites on the Isle of Mull are associated with habitat mosaics and constrained by topography. *Bird Study* 65 (1): 62-71.
- GREEN, R. & ETHERIDGE, B. (1999): Breeding success of the hen harrier *Circus cyaneus* in relation to the distribution of grouse moors and the red fox *Vulpes vulpes*. *Journal of Applied Ecology* 36 (4): 472-483.
- HAKKARAINEN, H., ILMONEN, P., KOIVUNEN, V. & KORPIMÄKI, E. (2001): Experimental increase of predation risk induces breeding dispersal of Tengmalm's owl. *Oecologia* 126: 355-359.
- HAMERSTROM, F., HAMERSTROM, F. N. & BURKE, C. (1985): Effect of voles on mating systems in a central Wisconsin population of harriers. *Wilson Bulletin* 97 97: 332-346.
- IRWIN, S., WILSON, M. W., KELLY, T. C., O'MAHONY, B., OLIVER, G., TROAKE, P., RYAN, B., CULLEN, C., O'DONOGHUE, B. & O'HALLORAN, J. (2011): The breeding biology of Hen Harriers *Circus cyaneus* in Ireland over a five year period. *Irish Birds* 9 (2): 165-172.

- JANOVA, E. & HEROLDOVA, M. (2016): Response of small mammals to variable agricultural landscapes in Central Europe. *Mammalian Biology* 81 (5): 488-493.
- KELLER, V., HERRANDO, S., VORÍŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVANOVÁ, A., KALYAKIN, M. V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R. P. B. (2020): European breeding bird atlas 2: Distribution, abundance and change. Lynx Edicions/European Bird Census Council (EBCC), Barcelona.
- KELLY, L. A., TOMÁNKOVÁ, I., DOWNING, S., LINDLEY, P., MATTINGLEY, W., MORRIS, N. G., MURPHY, S., ORR-EWING, D., OWENS, R., ROONEY, E., RUDDOCK, M., STEVENSON, A., THOMAS, M. & WOTTON, S. R. (2025): The status of breeding Hen Harriers *Circus cyaneus* in the UK and Isle of Man in 2023. *Bird Study*: 1-18.
- KLAASSEN, O., DE BOER, P., VAN DEN BREMER, L. & DIJKSEN, L. (2009): Blauwe Kiekendieven op de Waddeneilanden in 2008. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- KLAASSEN, O., DIJKSEN, L., DE BOER, P., WILLEMS, F., FOPPEN, R. & OOSTERBEEK, K. (2006): Meer blauw op den Wadden! - Broedsuccess, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- KLAASSEN, R., SCHLAICH, A. E., BOUTEN, W., BOTH, C. & KOKS, B. J. (2014a). Eerste resultaten van het jaarrond volgen van Blauwe Kiekendieven broedend in het Oost-Groningse akkerland. *Limosa*. **87**: 135-148.
- KLAASSEN, R. H., HAKE, M., STRANDBERG, R., KOKS, B. J., TRIERWEILER, C., EXO, K. M., BAIRLEIN, F. & ALERSTAM, T. (2014b): When and where does mortality occur in migratory birds? Direct evidence from long-term satellite tracking of raptors. *Journal of Animal Ecology* 83 (1): 176-184.
- KNIPPING, N. & STAHL, J. (2018): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Universität Oldenburg/Deutsche Bundesstiftung Umwelt/Sovon Vogelonderzoek Nederland, Oldenburg/Osnabrück/Nijmegen.
- KRÜGER, O. (2002): Interactions between common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* 96 (3): 441-452.
- LOF, M. (2000): Een leeftijdsgestructureerd populatiemodel om het aantallenverloop van de Blauwe Kiekendief *Circus cyaneus* te verklaren. Wageningen.
- LOMBA, A., PELLISSIER, L., RANDIN, C., VICENTE, J., MOREIRA, F., HONRADO, J. & GUIBAN, A. (2010): Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation* 143 (11): 2647-2657.
- LÓPEZ-JIMÉNEZ, N. & ARROYO, B. (2021): Aguilucho Pálido, *Circus cyaneus*. In LÓPEZ-JIMÉNEZ, N. (Hrsg.), Libro Rojo de las Aves de España, SEO/BirdLife, Madrid, Spain: 125–136.
- LUDWIG, S. C., ROOS, S., BUBB, D. & BAINES, D. (2017): Long-term trends in abundance and breeding success of red grouse and hen harriers in relation to changing management of a Scottish grouse moor. *Wildlife Biology* 2017 (SP1): wlb.00246.
- MARTIN, K. (2015): Patterns and Mechanisms for Age-dependent Reproduction and Survival in Birds. *American Zoologist* 35 (4): 340-348.
- McMILLAN, R. (2014): Hen Harriers on Skye, 2000–12: nest failures and predation. *Scottish Birds* 34: 30-39.
- MEBS, T. & SCHMIDT, D. (2006): Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens - Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- MILLON, A., BOURRIOUX, J. L., RIOLS, C. & BRETAGNOLLE, V. (2002): Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. *Ibis* 144 (1): 94-105.
- MILLON, A. & BRETAGNOLLE, V. (2004): Busard Saint Martin. In THIOLLAY, J.-M. & BRETAGNOLLE, V. (Hrsg.), Rapaces nicheur de France. Distribution, effectifs et conservation, Delachaux & Niestlé, Paris: 66-69.
- MILLON, A., LAMBIN, X., DEVILLARD, S. & SCHAUB, M. (2019): Quantifying the contribution of immigration to population dynamics: a review of methods, evidence and perspectives in birds and mammals. *Biological Reviews* 94 (6): 2049-2067.
- MITSCHE, A., KRÜGER, T., SCHULZE-DIECKHOFF, M., HECKROTH, M., MENKE, W., REICHERT, G., LUDWIG, J. & KÖRBER, P. (2024): Verbreitung und Bestandsentwicklung von Brutvogelarten der

- niedersächsischen Nordseeküste. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, 52, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- MOROLLÓN, S., LEE, S. & URIOS, V. (2024): Movements of Juvenile Hen Harriers (*Circus cyaneus*) Tracked by Satellite Telemetry in Spain. *Birds* 5 (4): 832-844.
- MURGATROYD, M., REDPATH, S. M., MURPHY, S. G., DOUGLAS, D. J., SAUNDERS, R. & AMAR, A. (2019): Patterns of satellite tagged hen harrier disappearances suggest widespread illegal killing on British grouse moors. *Nature communications* 10 (1): 1-8.
- NEW, L. F., BUCKLAND, S. T., REDPATH, S. & MATTHIOPOULOS, J. (2011): Hen harrier management: insights from demographic models fitted to population data. *Journal of Applied Ecology* 48 (5): 1187-1194.
- NEWTON, I. (2001): Causes and consequences of breeding dispersal in the Sparrowhawk *Accipiter nisus*. *Ardea* 89 (1): 143-154.
- NEWTON, I. (2003): The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. In (Hrsg.), *Birds of Prey in a Changing Environment.*, Scottish Natural Heritage, Edinburgh: 5-23.
- NEWTON, I., MCGRADY, M. J. & OLI, M. K. (2016): A review of survival estimates for raptors and owls. *Ibis* 158 (2): 227-248.
- NEYENS, T., PETROF, O., FAES, C., VANDENRIJT, W., ULENAERS, P., ARTOIS, T., BEENAERTS, N. & EVENS, R. (2023): Winter agri-environment schemes and local landscape composition influence the distribution of wintering farmland birds. *Global Ecology and Conservation* 45: e02533.
- O'DONOGHUE, B. (2010): The Ecology and Conservation of the Hen Harrier (*Circus cyaneus*) in Ireland. PhD Thesis, University College Cork, Ireland.
- OBERDIEK, N. & BANGE, A. (2012): Farbberingung als Beitrag zur Erstellung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer" - "echte Insulaners met bonte Been". *Natur- und Umweltschutz, Der Mellumrat e.V.* 11 (1): 15-19.
- OBERDIEK, N., DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2012): Brutökologische Untersuchungen an der Kornweihe *Circus cyaneus* im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". *Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm.* 47 (Sonderheft 1): 89-94.
- OPPEL, S., HILTON, G., RATCLIFFE, N., FENTON, C., DALEY, J., GRAY, G., VICKERY, J. & GIBBONS, D. (2014): Assessing population viability while accounting for demographic and environmental uncertainty. *Ecology* 95 (7): 1809-1818.
- PETERSEN, J., KERS, B. & STOCK, M. (2014): TMAP-typology of coastal vegetation in the Wadden Sea area. *Wadden Sea Ecosystem*, 32, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- PFEIFFER, T. & SCHAUB, M. (2023): Productivity drives the dynamics of a red kite source population that depends on immigration. *Journal of Avian Biology* 2023 (1-2): e02984.
- PICOZZI, N. (1978): Dispersion, breeding and prey of the Hen Harrier *Circus cyaneus* in Glen Dye, Kincardineshire. *Ibis* 120 (4): 498-509.
- PICOZZI, N. (1984): Sex ratio, survival and territorial behaviour of polygynous Hen Harriers *Circus c. cyaneus* in Orkney. *Ibis* 126 (3): 356-365.
- PULLIAM, H. R. (1988): Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* 132 (5): 652-661.
- REDPATH, S. M., ARROYO, B. E., ETHERIDGE, B., LECKIE, F., BOUWMAN, K. & THIRGOOD, S. J. (2002): Temperature and hen harrier productivity: from local mechanisms to geographical patterns. *Ecography* 25 (5): 533-540.
- REIF, J., GAMERO, A., HOLOŠKOVÁ, A., AUNINS, A., CHODKIEWICZ, T., HRISTOV, I., KURLAVIČIUS, P., LEIVITS, M., SZÉP, T. & VOŘÍŠEK, P. (2024): Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. *Science of The Total Environment* 946: 174281.
- REISE, K., BAPTIST, M., BURBRIDGE, P., DANKERS, N., FISCHER, L., FLEMMING, B., OOST, A. P. & SMIT, C. (2010): The Wadden Sea-a universally outstanding tidal wetland. *Wadden Sea Ecosystem*, 29, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- RIECKE, T. V., WILLIAMS, P. J., BEHNKE, T. L., GIBSON, D., LEACH, A. G., SEDINGER, B. S., STREET, P. A. & SEDINGER, J. S. (2019): Integrated population models: Model assumptions and inference. *Methods in Ecology and Evolution* 10 (7): 1072-1082.

- RUDDOCK, M. (2016): The 2015 National Survey of breeding hen harrier in Ireland. Irish Wildlife Management.
- SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (2018): Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI century. Springer.
- SCHAUB, M. & ABADI, F. (2011): Integrated population models: a novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology* 152 (S1): 227-237.
- SCHAUB, M., LOOFT, V., PLARD, F. & VON RÖNN, J. A. C. (2024): Dynamics of a goshawk population across half a century is driven by the variation of first-year survival. *Ecology and Evolution* 14 (8): e70058.
- SCHILS, R. L. M., BUFE, C., RHYMER, C. M., FRANCKSEN, R. M., KLAUS, V. H., ABDALLA, M., MILAZZO, F., LELLEI-KOVÁCS, E., BERGE, H. T., BERTORA, C., CHODKIEWICZ, A., DĂMĂȚIRCĂ, C., FEIGENWINTER, I., FERNÁNDEZ-REBOLLO, P., GHIASI, S., HEJDUK, S., HIRON, M., JANICKA, M., PELLATON, R., SMITH, K. E., THORMAN, R., VANWALLEGHEM, T., WILLIAMS, J., ZAVATTARO, L., KAMPEN, J., DERKX, R., SMITH, P., WHITTINGHAM, M. J., BUCHMANN, N. & PRICE, J. P. N. (2022): Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330: 107891.
- SCHLAICH, A., KLAASSEN, R., SCHAUB, T., POSTMA, M., WIERSMA, P., WESTERHUIS, G., HAKKERT, J., DE VRIES, S. & BOS, J. (2021): Wadvogels van Allure: blauwe kiekendief en velduil. Onderzoeks- en monitoringsrapport. Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda.
- SCHLAICH, A. E. & KLAASSEN, R. H. (2021): Montagu's harrier *Circus pygargus*. In (Hrsg.), *Migration Strategies of Birds of Prey in Western Palearctic*, CRC Press: 152-159.
- SHERIDAN, K., MONAGHAN, J., TIERNEY, T. D., DOYLE, S., TWENEY, C., REDPATH, S. M. & MCMAHON, B. J. (2020): The influence of habitat edge on a ground nesting bird species: hen harrier *Circus cyaneus*. *Wildlife Biology* 2020 (2): 1-10.
- SIMMONS, R. E. (2000): *Harriers of the world: their behaviour and ecology*. Oxford University Press on Demand.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): *Vogelatlas van Nederland. Broetvogels, wintervogels en 40 jaar verandering. Tweede druk*. Kosmos uitgevers, Utrecht/Antwerpen.
- STAAV, R. (1998): Longevity list of birds ringend in Europe. *EURING Newsletter* 2: 9-17.
- STEENHOF, K. & NEWTON, I. (2007): Assessing nesting success and productivity. In BILDSTEIN, K. L. & BIRD, D. M. (Hrsg.), *Raptor research and management techniques*, Hancock House, Kanada: 181-192.
- SUNDELL, J., HUITU, O., HENTTONEN, H., KAIKUSALO, A., KORPIMÄKI, E., PIETIÄINEN, H., SAUROLA, P. & HANSKI, I. (2004): Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *Journal of Animal Ecology* 73 (1): 167-178.
- TAPIA, L. & ZUBEROGOITIA, I. (2018): Breeding and Nesting Biology in Raptors. In SARASOLA, J. H., GRANDE, J. M. & NEGRO, J. J. (Hrsg.), *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*, Springer International Publishing, Cham: 63-94.
- VAN OOSTEN, H. H., BEUSINK, P., DE BOER, P., VAN DEN BREMER, L., DIJKSEN, L., KLAASSEN, O., MAJOOR, F., VAN TURNHOUT, C. & WAASDORP, S. (2008): *De laatste karakteristieke vogels van het open duin: de dynamiek van populaties op de rand van uitsterven - en oplossingen*. SOVONonderzoeksrapport, 2008/17, Stichting Bargerveen, Nijmegen / SOVON Vogelonderzoek, Beek-Ubbergen, Nederland.
- VAN TURNHOUT, C., HALLMANN, C., DE BOER, P., DIJKSEN, L., KLAASSEN, O., FOPPEN, R. & VAN DER JEUGD, H. (2013): Lange termijn populatiedynamiek van de Blauwe Kiekendief op de Wadden: inzichten uit een geïntegreerd populatiemodel. *Limosa* 86: 31-42.
- VERVOORT, M. P. & KLAASSEN, R. H. (2016): Foeragegedrag van overwinterende Blauwe Kiekendieven in Oost-Groningen. *Limosa* 89: 145-153.
- VOGELBESCHERMING NEDERLAND (2024): *Blauwdruk voor de blauwe kiekendief*. Vogelbescherming Nederland, Zeist, Nederland.
- VOŘÍŠEK, P., JIGUET, F., VAN STRIEN, A., ŠKORPILOVÁ, J., KLVAŇOVÁ, A. & GREGORY, R. (2010): Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost. *BOU Proceedings—Lowland Farmland Birds III* 24.

- VOSKUHL, J., OBERDIEK, N. & ZUCCHI, H. (2013): Untersuchungen zur Nahrungswahl der Kornweihe (*Circus cyaneus*) auf Langeoog (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) unter besonderer Berücksichtigung des Kleinsäugervorkommens. *Acta ornithoecologica* 7 (4): 195-216.
- WATSON, D. (2010): *The Hen Harrier*. A&C Black, London.
- WHITFIELD, D. P. & FIELDING, A. (2009): *Hen harrier population studies in Wales*. Citeser.
- WIKLUND, C. G. (1996): Determinants of dispersal in breeding merlins (*Falco columbarius*). *Ecology* 77 (6): 1920-1927.
- WILLIAMS, B. K., NICHOLS, J. D. & CONROY, M. J. (2002): *Analysis and management of animal populations*. Academic press.
- WOTTON, S. R., BLADWELL, S., MATTINGLEY, W., MORRIS, N. G., RAW, D., RUDDOCK, M., STEVENSON, A. & EATON, M. A. (2018): Status of the Hen Harrier *Circus cyaneus* in the UK and Isle of Man in 2016. *Bird Study* 65 (2): 145-160.
- ZIPKIN, E. F. & SAUNDERS, S. P. (2018): Synthesizing multiple data types for biological conservation using integrated population models. *Biological Conservation* 217: 240-250.

Anhang

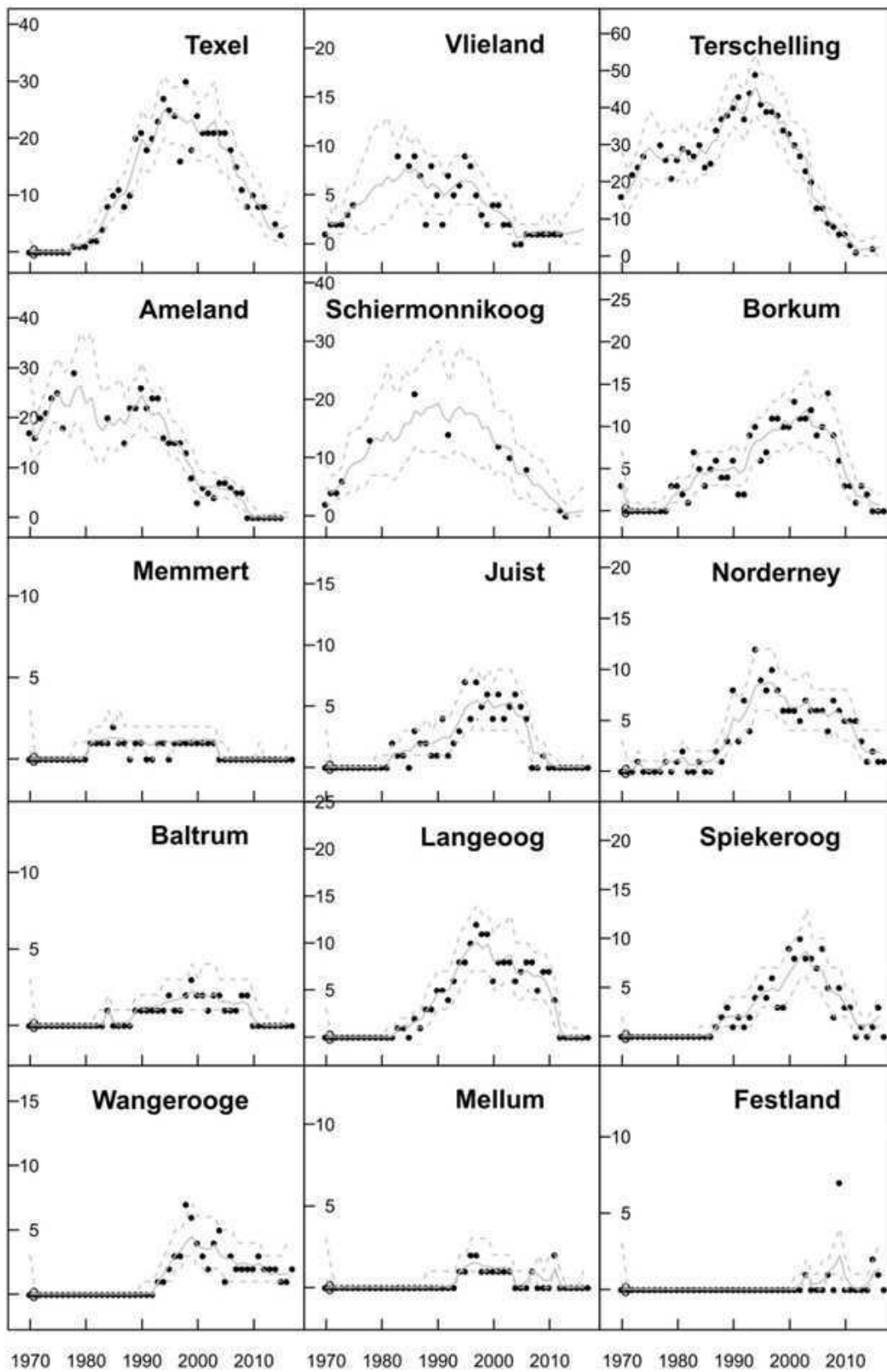


Abb. A6-1: Bestandstrends von Kornweihen auf den niederländischen und deutschen Wattenmeerinseln von 1970 – 2017. Dargestellt sind modellierte Zahlen mit 95 %-Konfidenzintervall (Linien) und beobachtete Zahlen (Punkte).

Tab. A6-2: Anzahl Kornweihen Brutpaare pro Jahr und Insel. Zellen ohne Zahlenangabe = In diesem Jahr bzw. auf dieser Insel fand keine Erfassung des Kornweihen-Brutbestands statt.

Year	Texel	Viteland	Terschelling	Aneland	Schiernomnikoog	Baltrum	Borkum	Festland	Juist	Langoog	Mellum	Memmert	Norderney	Spiekeroog	Wangerooge
1970	0	1	16	17	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	2		16	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	2	22	20	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1973	0	2	24	21	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
1974	0	3	27	24		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	4		25		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1976	0			18		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1977	0		30			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1978	1		26	29	13	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
1979	1		21			0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	1		26			0	3	0	0	0	0	0	1	0	0
1981	2		29			0	2	0	0	0	0	1	2	0	0
1982	2		28			0	1	0	2	0	0	1	0	0	0
1983	4	9	27			0	7	0	1	1	0	1	0	0	0
1984	8		30	20		1	5	0	1	1	0	1	1	0	0
1985	10	8	24			0	3	0	0	0	0	2	0	0	0
1986	11	9	25		21	0	5	0	3	2	0	1	0	0	0
1987	8	7	34	15		0	6	0	2	1	0	1	2	1	0
1988	10	2	37	22		0	4	0	2	3	0	0	1	2	0
1989	20	8	38	22		1	4	0	1	3	0	1	3	3	0
1990	21	5	40	26		1	6	0	1	5	0	1	8	1	0
1991	18	2	43	22		1	2	0	4	5	0	0	3	2	0
1992	20	7	37	24	14	1	2	0	1	4	0	0	7	1	0
1993	23	5	44	24		1	9	0	2	6	0	1	4	2	1
1994	27	6	49	16		1	10	0	3	8	1	1	12	4	1
1995	25	9	41	15		2	6	0	7	8	1	0	9	5	2
1996	24	8	39	15		1	7	0	4	10	2	1	8	4	3
1997	16	5	39	15		1	11	0	7	12	2	1	10	6	3
1998	30	3	38	13		2	11	0	5	11	1	1	8	3	7
1999	18	2	34	8		3	10	0	6	11	1	1	6	3	6
2000	24	4	33	3		2	10	0	4	6	1	1	6	9	4
2001	21	4	30	6	12	2	13	0	6	8	1	1	6	8	3
2002	21	2	27	5		1	11	0	4	8	1	1	5	10	2
2003	21	2	23	4	10	2	11	1	5	8	1	1	7	8	4
2004	21	0	20	7		2	12	0	6	6	0	0	6	8	5
2005	21	0	13	7		1	9	0	5	7	0	0	6	7	1
2006	18	1	13	6	8	1	10	0	4	8	0	0	6	9	3
2007	15	1	9	5		1	14	1	0	8	1	0	4	5	2
2008	11	1	8	5		2	9	0	0	5	0	0	7	2	2
2009	8	1	6	0		2	6	7	1	7	0	0	6	5	2
2010	10	1	6	0		0	3	0	0	7	0	0	5	3	2
2011	8	1	3	0		0	3	0	0	4	2	0	5	3	3
2012	8	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	5	0	2
2013				0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	1	2
2014	5			0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2
2015	3		2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	1	1
2016						0	0	1	0	0	0	0	1	3	1
2017						0	0	0	0	0	0	0	1	0	2





## Kapitel 7

### Synthese

#### 7.1 Grundsätzliches

Das Verständnis der Lebensräume und der Habitatansprüche von Tieren spielt eine Schlüsselrolle im Artenschutz (DENNIS et al. 2007). Die Berücksichtigung ihrer artspezifischen Lebensweise und ökologischen Anforderungen sind essentiell für ein angepasstes Habitatmanagement (MILLS 2012, NICHOLS et al. 2024) sowie für die Effektivität von Schutzmaßnahmen (NICHOLS & WILLIAMS 2006, ELPHICK et al. 2007). Die Biologie und ökologischen Anforderungen einer Art an ihren Lebensraum stellen jedoch ein komplexes Wirkungsnetz dar, das nicht immer leicht zu entschlüsseln ist. Insbesondere bei bedrohten Arten ist die Kenntnis sowie die relative Bedeutung von populationsbegrenzenden Faktoren während der verschiedenen Phasen sowohl im Lebenszyklus als auch im Jahreszyklus von entscheidender Bedeutung, um die Engpässe für eine Population zu identifizieren und um zu wissen, wo Schutzmaßnahmen ansetzen müssen (SHERRY & HOLMES 1995, THAXTER et al. 2010, KLASSEN et al. 2014b) oder wo weitere Untersuchungen erforderlich sind.

#### 7.2 Die niedersächsischen Wattenmeerinseln als Brutgebiet für Kornweihen

Die Kornweihen-Brutpopulation auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer erfuhr seit Beginn der 1980er Jahre einen rasanten Populationsanstieg, der 1997 in einem maximalen Brutbestand von 55 Kornweihen-Brutpaaren gipfelte. Danach setzte ein dramatisch schneller Bestandsverlust ein. Seit 2023 wurden keine Kornweihen-Bruten mehr auf den nieder-

sächsischen Wattenmeerinseln festgestellt. Dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer kommt hierbei eine herausragende nationale wie internationale Bedeutung als Brutgebiet für diese Art zu. Der Schutz und Erhalt der vom Aussterben bedrohten Kornweihen obliegt einer besonderen nationalen Verantwortung. Die hier vorgelegte Studie untersucht erstmals die im Brutgebiet relevanten Parameter zur Identifizierung der limitierenden Faktoren und deren Auswirkungen auf die Kornweihen-Brutpopulation. Die Datenerhebungen zu den verschiedenen Teilstudien (Reproduktion, Nahrungsökologie, Nahrungsangebot und Jagdhabitatwahl) fanden jeweils während der Kornweihen-Brutsaison von Anfang April bis Anfang August in den Jahren 2009-2017 (neun Jahre) statt. Damit liegt die Projektlaufzeit nicht nur am Ende der etwa 15-jährigen stabilen Phase im Bestandsverlauf, sondern insbesondere in der Phase des sehr raschen Rückgangs der Brutpaarzahlen. Diese Studie dokumentiert daher auch das Erlöschen der Kornweihen-Brutpopulation im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Auf Basis der umfangreichen und langjährig durchgeführten Erhebungen zu Habitatwahl, Bruterfolg, Nahrungsangebot und -nutzung von Kornweihen auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, liegen damit erstmals detaillierte Informationen zur Lebensweise und zu Habitatansprüchen dieser Art vor, die auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln ihr letztes, seit 2023 jedoch nur noch unregelmäßiges Brutkommen in Deutschland hat.

Die mangelnde geomorphologische Dynamik bewirkt eine fortschreitende Sukzession in den Dünengebieten der Inseln von weiträumig offenen Dünengrasländern im Wechsel mit feuchten Dünentälern hin zu flächigen, niedrigen Gebüsch- und Gehölzbeständen und weiter zu waldartigen Vegetationskomplexen (PETERSEN & POTT 2005). Dabei breiten sich derzeit insbesondere Dünengebüsche verstärkt aus. Die Zunahme höherer Gehölze bzw. waldartiger Strukturen verläuft dagegen langsamer. Waldstrukturen bieten keinen geeigneten Lebensraum für Kornweihen, weder zur Anlage von Nistplätzen noch als Nahrungsgebiete (MADDERS 2000, TAPIA et al. 2004, CORMIER et al. 2008, GEARY et al. 2018). In ihrem Brutgebiet auf den Wattenmeerinseln zeigten Kornweihen bei der Wahl ihrer Nestbereiche eine ausgesprochene Präferenz für gebüschdominierte Vegetationskomplexe am Rande feuchter Dünentäler mit Anschluss an offene, niedrigwüchsige Dünengrasländer, die sie zur Nahrungssuche nutzen. Das offenbar wachsende Angebot vielfältig strukturierter Dünengebüsche im Habitatmosaik der Dünen sollte sich daher vielmehr positiv auf das potentielle Brutplatzangebot und damit auf die Anzahl an Kornweihen-Brutpaaren auswirken. Auch wenn aktuell eine deutliche Zunahme waldgeprägter Habitate nicht zu beobachten ist, sie hätte aber wohl grundsätzlich einen direkten negativen Einfluss auf das potentielle Angebot und die Qualität, sowohl von Nistplätzen als auch von Nahrungsflächen für Kornweihen. Darüber hinaus könnte sich ein indirekter negativer Effekt der Waldbereiche auf die Qualität der Kornweihen-Habitate auswirken. Vor allem die anthropogen initiierten Waldhabitate auf den Wattenmeerinseln bieten neuen Lebensraum für u.a. typische

„Wald-Greifvogelarten“. Das gilt insbesondere für den Habicht (*Accipiter gentilis*) (STEINMEYER 2014), der als Top-Prädator innerhalb der Greifvogelgilde u.a. einen Einfluss auf die individuelle Fitness anderer Greifvogelarten sowie direkte letale Effekte durch Prädation haben kann (SERGIO & HIRALDO 2008, BURGAS et al. 2021). Daneben kann aber auch die reine Anwesenheit eines Top-Prädatoren eine potentielle Konkurrenz- und Gefahrensituation, auch für Kornweihen, hervorrufen und die Habitatqualität beeinflussen (LAUNDRÉ et al. 2010, MÜLLER et al. 2016, GLADOW et al. 2024). Hinsichtlich einer Gefahrensituation mit erhöhtem Prädationsrisiko gilt gleiches für Bodensäuger, z.B. Fuchs (*Vulpes vulpes*), Igel (*Erinaceus europaeus*), (verwilderte) Hauskatzen (*Felis catus*), die zum Teil auf natürlichem Wege (jedoch aufgrund dichteabhängiger Prozesse durch anthropogen bedingten Landschaftswandel am Festland) auf die Inseln gelangten (Fuchs), in der Regel aber durch verschiedenste menschliche Aktivitäten eingeschleppt wurden (NIEDRINGHAUS et al. 2008, ANDRETTKE et al. 2017, SÜDBECK & PACKMOR 2024). Sie zeigen in den Insellebensräumen ihr natürliches Verhalten als Prädatoren. Eine Zunahme von Gebüsch- und Waldhabitaten verschafft diesen Arten günstige Habitatbedingungen, z.B. in dem sie von guten Versteckmöglichkeiten profitieren können. Die Auswirkungen zeigen sich in sehr hohen Prädationsraten vor allem bei bodenbrütenden Vogelarten der Salzwiesen und Grünländer (ANDRETTKE et al. 2017, LEYRER et al. 2019) und sind für Kornweihen, und zusätzlich auch im Hinblick auf die Habitatqualität, nicht generell auszuschließen.

Kornweihen teilen ihren Lebensraum auf den Inseln mit den größeren, sympatrisch vorkommenden Rohrweihen (*Circus aeruginosus*), deren Brutbestand sich, im Gegensatz zu dem der Kornweihen, auf den Wattenmeerinseln stark positiv entwickelte. Während Rohrweihen nahezu ausschließlich Schilfgebiete zur Nahrungssuche (und auch als Brutplatz (FELDT 2010, BLESSING 2018)) nutzten, bevorzugten Kornweihen offene Dünengebiete mit Grasvegetation sowie die extensiv genutzten Grünlandflächen der Inseln als Jagdhabitat. Diese signifikanten Unterschiede deuten nicht auf eine Konkurrenzsituation um Nistplätze und Nahrung zuungunsten der kleineren Kornweihen hin (SCHIPPER 1977, VOGELBESCHERMING NEDERLAND 2024) und können nicht als Erklärung für die Bestandsabnahme der Kornweihen herangezogen werden.

Die Anzahl brütender Weibchen wurde maßgeblich beeinflusst durch die Größe der Wühlmauspopulationen in der Vorbrutzeit. Mit einer höheren Abundanz an Wühlmäusen waren auch mehr Weibchen verpaart und zeitigten ein Gelege (HAMERSTROM et al. 1985, REDPATH et al. 2002). Auf den Legebeginn und die Gelegegröße hatte die Wühlmausdichte keinen wesentlichen Einfluss. Insgesamt lag die Reproduktionsleistung der Kornweihen im untersuchten Zeitraum mit durchschnittlich 1,7 flüggen Jungvögeln pro Weibchen und Jahr auf einem gleichbleibend hohen Niveau. Im Vergleich mit anderen europäischen Kornweihen-Brutpopulationen liegt dieser Wert eher im unteren Drittel der ermittelten Spannen (GREEN & ETHERIDGE 1999, NEWTON 2010, LUDWIG et al. 2017, BJÖRKLUND et al. 2019), ist jedoch gut ausreichend, denn für den Bestandserhalt werden 1,2 Flüge pro Weibchen und

Jahr benötigt (KLAASSEN et al. 2006, WHITFIELD & FIELDING 2009). Prädationsereignisse kamen dementsprechend bei Gelegen und Küken nur sporadisch vor. Bei bereits geschlüpften Bruten betraf dies allenfalls einzelne Küken aus einer Brut, so dass die verbliebenen Jungvögel erfolgreich zum Ausfliegen gebracht wurden. Kornweihen zeigten sich in dieser Studie, neben der Wahl ihrer Nistplätze, auch als relativ flexibel in Bezug auf ein jährlich schwankendes Nahrungsangebot an Kleinsäugetern, insbesondere an Wühlmäusen (*Microtus spec.*). In Jahren mit geringem Angebot an (Wühl-)Mäusen wurden deutlich mehr Singvögel an die Jungvögel verfüttert. Kornweihen erreichen auch in solchen mäuseärmeren Jahren einen gleichbleibend hohen Ausfliegeerfolg und sind damit, im Gegensatz zu anderen Kornweihen-Populationen (REDPATH et al. 2002), zumindest in Bezug auf den Reproduktionserfolg offenbar weniger abhängig von der jährlichen Wühlmausdichte.

### 7.3 Populationsdynamik

Die vorliegende Studie zur Populationsdynamik von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer kann im Detail verschiedene Phasen der Populationsentwicklung nachzeichnen. Die Gesamtpopulation im Wattenmeer (Niederlande und Deutschland) erreichte ihr Maximum Mitte der 1990er Jahre, danach setzte ein kontinuierlicher und starker Rückgang der Brutpopulation ein, im westlichen Wattenmeer etwas früher als weiter im Osten, aber durchgängig mit jährlichen Rückgangsraten von etwa 10%. Heute hat die Population im gesamten Wattenmeer eine kritisch kleine Populationsgröße erreicht mit wenigen Brutpaaren in den vormals so präferierten Dünenhabitaten (VAN OOSTEN et al. 2008, SCHLAICH et al. 2021, MITSCHKE et al. 2024). Die Brutpopulation von Kornweihen im niederländisch-deutschen Wattenmeer ist damit akut vom Erlöschen bedroht.

Das Integrierte Populationsmodell (IPM) weist auf die rückläufigen Überlebensraten der Altvögel als mögliche Erklärung der beobachteten Populationsentwicklung ebenso wie auf die hohe Mortalität von jungen, noch unerfahrenen Vögeln im ersten Lebensjahr hin. Die für die Stabilisation der Wattenmeerpopulation hohe Mortalität der Altvögel sowie die ebenfalls durch eine hohe Sterblichkeit bedingte, unzureichende Rekrutierung von gebietseigenen Jungvögeln in die Brutpopulation müsste ausgeglichen werden durch eine starke Zuwanderung aus anderen Teilpopulationen, zum Beispiel aus der irischen, britischen oder der großen südwesteuropäischen Brutpopulation (MILLON & BRETAGNOLLE 2004, MCCARTHY 2022, KELLY et al. 2025). Die Populationsanalyse zeigt u.a. auf, dass es in den Jahren des starken Populationszuwachses (Periode vor 1995) tendenziell mehr Zuwanderung gegeben hat. Die größere Brutpopulation hat also auch mehr ‚neue‘ Individuen angezogen und damit für eine stärkere Durchmischung mit anderen Teilpopulationen gesorgt. Mortalität der Individuen der Wattenmeer-Population und Abwanderung werden nicht ausgeglichen durch ausreichende Zuwan-

derung aus dem Kernareal. Das ist insofern erstaunlich, als unsere Studie deutlich auf die gute Eignung des Lebensraumes als Bruthabitat hinweist.

Eine Modellierung der geschlechtsspezifischen Überlebensraten war aufgrund der unzureichend großen Stichprobe (Anzahl der wiederbeobachteten markierten Männchen und Weibchen) im Rahmen des IPM nicht möglich. Grundsätzlich sind für Kornweihen-Männchen aller Altersklassen geringere Überlebensraten belegt als für Kornweihen-Weibchen (PICOZZI 1984). Vor allem die Sterblichkeit bei den ein-bis zweijährigen Männchen ist erheblich höher als bei Weibchen der gleichen Altersklasse (WHITFIELD & FIELDING 2009, EWING et al. 2023). Begründet wird dieser Unterschied mit den höheren Dispersionsdistanzen vom Schlupfort und damit einer stärkeren Abwanderungstendenz bzw. geringerer Gebietstreue zu ihrem Geburtsort, sowie ein anderes Wanderungsverhalten außerhalb der Brutzeit (ETHERIDGE & SUMMERS 2006). In unserer Wattenmeer-Population zeigte sich mit der zunehmend kleiner werdender Population, dass die Zahl der anwesenden Männchen zurückging und die Anzahl unverpaarter Weibchen anstieg (Abb. 7-1). Dies könnte ein Hinweis sein auf (1) eine hohe Abwanderungsrate bzw. geringe Geburtsortstreue der Männchen oder (2) eine geringe Überlebensrate der Männchen außerhalb der Brutzeit. EWING et al. (2023) beobachteten in einer schottischen Kornweihen-Population, dass brütende Männchen im ersten Kalenderjahr (noch braun gefärbt) häufiger an den Brutplätzen in den Hochlandmooren anzutreffen waren. Sie führten das auf eine höhere Sterblichkeit der adulten Männchen (und somit einen größeren Mangel an erwachsenen Männchen) in den Brutgebieten zurück (ETHERIDGE et al. 1997). Im IPM konnten zwar keine geschlechtsspezifischen Überlebensraten berechnet werden, die Beobachtungen aus der Vorbrutzeit im Wattenmeer und die Ergebnisse aus anderen Studien deuten aber darauf hin.

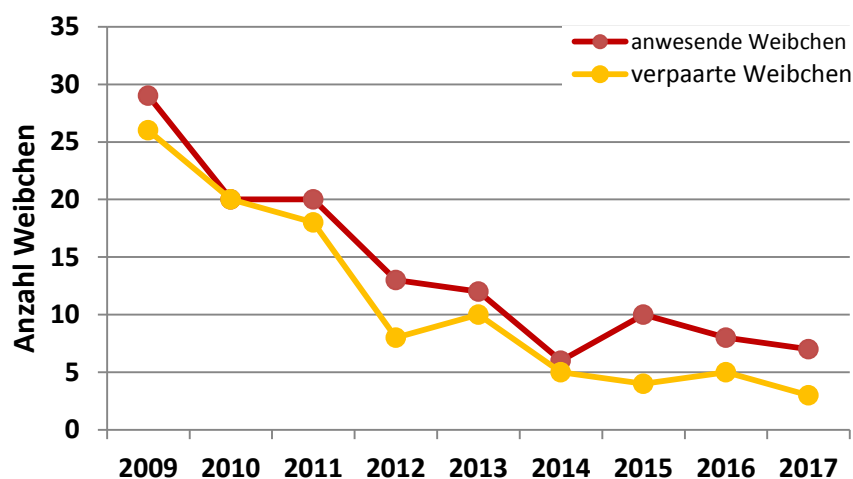


Abb. 7-1: Anzahl anwesender und verpaarter Weibchen im März/April auf den Wattenmeerinseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. (Daten: NLWKN/Mellumrat e.V./eigene Beobachtungen).

NEWTON (2003) zeigt auf, dass eine stabile Brutdichte nur in stabilen Umgebungen zu erwarten ist. Sie ist nicht in Lebensräumen zu erwarten, in denen sich die Vegetation durch eine schnell fortschreitende Sukzession verändert oder in denen die Dichte an Beutetieren rasch abnimmt, oder die sich durch massive menschliche Eingriffe negativ verändern. Trotz aller natürlich bedingten Dynamik im Ökosystem Wattenmeer (wenn auch mit anthropogen bedingten Einschränkungen (REISE 2005, WANG et al. 2012)): in den Dünengebieten der Wattenmeerinseln lassen sich, zumindest aus Kornweihen-Sicht, derzeit keine sich rasch verändernden Lebensraumbedingungen erkennen, die eine stabile Population verhindern würden. Wenn Kornweihen auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln brüteten, dann taten sie das im hier betrachteten Zeitraum gleichbleibend erfolgreich. Sie zeigten sich zudem flexibel sowohl bei der Wahl ihrer Brutplätze, als auch bei der Nahrungswahl für die Aufzucht der Jungen. Umso mehr weisen die Erkenntnisse aus den Teilstudien zur Habitatwahl und Brutökologie darauf hin, dass es sich bei den gewählten Bruthabitaten auf den Wattenmeerinseln um sehr geeignete, qualitativ hochwertige Lebensräume handelt. Sie bieten ein ausreichendes Angebot geeigneter und weitgehend sicherer Nistplätze und stellen eine ausreichende Nahrungsverfügbarkeit in geeigneten Jagdhabitaten zur Verfügung. Im Wattenmeer-Brutgebiet finden Kornweihen daher günstige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Reproduktion.

Die Ergebnisse dieser Studie beleuchten erstmals, wie Kornweihen den Lebensraum der Wattenmeerinseln als Bruthabitat nutzen. Kornweihen sind dabei eingebettet in ein vielfältiges und verzweigtes Wirkungsgefüge (Abb. 7-2), das über die Grenzen des Brutgebietes hinausreicht. Nach den hier vorliegenden Erkenntnissen wird die Größe des Brutbestands maßgeblich von Faktoren außerhalb des Brutgebietes bestimmt, die stark negativ auf die Überlebensraten der Kornweihen wirken.

Inzwischen hat die regionale Wattenmeer-Brutpopulation der Kornweihe eine kritisch kleine Größe erreicht. WHITFIELD & FIELDING (2009) beschreiben für Kornweihen in Wales einen sog. Extinction threshold (Aussterbelimit) bei 10 adulten Weibchen, unterhalb dieses Limits stirbt die Brutpopulation vor Ort mit großer Wahrscheinlichkeit aus. Bei kritisch kleiner Populationsgröße können Effekte individueller Fitness (z.B. individuelle Erfahrungen einzelner Tiere aus Vorjahren aber auch individuelle Verhaltensstrategien) sowie stochastische Effekte (z.B. Prädation eines Jungvogels im Nest) ungleich stärker auf die Gesamtpopulation wirken, die diese Effekte insgesamt nicht mehr puffern kann, wengleich nie ein einzelner intrinsischer wie extrinsischer Faktor für die Vorhersage des drohenden Aussterbens ausreichen dürfte (KRÜGER & RADFORD 2008).

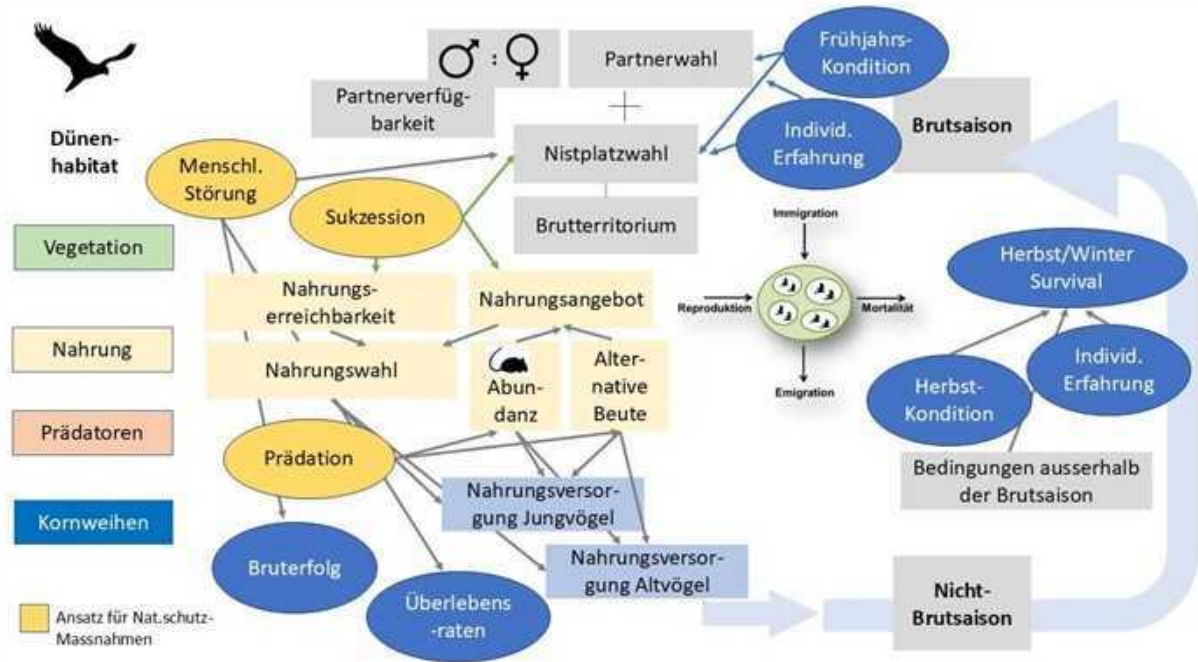


Abb. 7-2: Schematische Darstellung der Wirkzusammenhänge bei der Populationsdynamik von Kornweihen. Der linke Teil des Schemas bezieht sich auf in dieser Studie untersuchte Zusammenhänge in der Brutsaison, wobei Ansatzpunkte für Naturschutzmaßnahmen in orange markiert sind. Die Kondition, die adulte und auch juvenile Kornweihen mitnehmen in die Nicht-Brutsaison, beeinflusst zusammen mit den Bedingungen außerhalb der Brutsaison die Überlebensraten im Winterhalbjahr und damit entscheidend die Rekrutierung in die Brutpopulation im darauffolgenden Frühjahr (rechte Hälfte des Schemas).

#### 7.4 Bedeutung der Ergebnisse für das Schutzgebietsmanagement

Das Ziel von Naturschutzmanagement ist die Zunahme von Brutpopulationen oder mindestens deren Rückgang aufzuhalten (SUTHERLAND ET AL. 2004, NEWTON 2010). Diese Studie wurde 2009 initiiert, um die negativ wirkenden Faktoren auf die Kornweihen-Brutpopulation im Bruthabitat Wattenmeer zu identifizieren. Die Studienergebnisse sollten eine Basis liefern für praktische Arten- und Naturschutzmaßnahmen auf den Wattenmeerinseln zum Erhalt der letzten brütenden Kornweihen in Deutschland. Die Ergebnisse haben deutlich gemacht, dass die Insellebensräume insgesamt von hoher Habitatqualität als Brutgebiet für Kornweihen sind und die Art auf variierende Habitatbedingungen grundsätzlich flexibel reagieren kann zur Sicherung des Bruterfolgs für eine stabile Brutpopulation. Da sie aber in bedeutendem Maße von Bedingungen außerhalb des Brutgebietes beeinflusst werden, die zu unzureichenden Überlebensraten der Vögel führen, schränkt das den Ansatz von gezielten Schutzmaßnahmen im Brutgebiet selbst deutlich ein.

Nichtsdestotrotz - im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer ist das oberste Ziel der Schutz der natürlichen Dynamik des Ökosystems Wattenmeer. Diese zentrale Aufgabenstellung schließt insbesondere den Schutz der hier lebenden, „typischen“ Küstenvogelarten sowie ihrer systemischen Funktion mit ein (SÜDBECK & PACKMOR 2024). Wichtigste Schutzinstrumente für den Vogelschutz sind die

Zonierung in Ruhe-, Zwischen- und Erholungszone sowie das Wegegebot mit einer Einschränkung des freien Betretens der Ruhezone sowie allen Salzwiesen zur Brutzeit (NWattNPG 2022). Im Rahmen einer integrativen Schutzkonzeption beinhaltet die Strategie zum Vogelschutz weitere artspezifische Instrumente (zur Umsetzung des Konzeptes des Schutzes prioritärer Vogelarten in Niedersachsen (KRÜGER & OLTMANN 2008), wie beispielsweise Maßnahmen zur Störungsminimierung (u.a. Sperrung von Dünen- und Strandbereichen, Wegeverlegung), Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen (z.B. in Salzwiesen), Reduktion unnatürlich hoher Prädationsraten (v.a. Reduzierung/ Eliminierung gebietsfremder bodenbewohnender Raubsäuger) und zum Erhalt extensiver Nutzungsformen in den Grünländern der eingedeichten Inselpolder (z.B. extensive Landwirtschaft/Beweidung, Entfernung von Stacheldraht).

Auch wenn Kornweihen nicht zu den von KRÜGER & OLTMANN (2008) priorisierten Vogelarten im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer gehören, so profitieren sie oder zumindest ihr Brutlebensraum auf den Inseln von den umfangreichen Managementmaßnahmen. Insbesondere das bereits auf einigen Inseln erfolgreich durchgeführte Prädationsmanagement (Fang, Aufsammlung, Eliminierung) von gebietsfremden Raubsäugerpopulationen (v.a. Fuchs, Igel, verwilderte Hauskatzen) ist langfristig auf allen Inseln im Nationalpark fortzuführen und ggf. gebietspezifisch zu konzipieren (ANDRETZKE & OLTMANN 2016). In diesem Zusammenhang bieten die anthropogen verursachten Waldstrukturen, neben Nistplätzen für Raubvögel wie den Habicht, die natürlicherweise nicht auf den Inseln vorkommen würden, geeignete Habitate als Einstände und Verstecke für die genannten gebietsfremden Raubsäuger. Vor dem Hintergrund der Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der natürlichen Prozessdynamik sollte die Reduzierung oder zumindest die Verhinderung einer weiteren Zunahme von Waldstrukturen und standortfremden Gebüschflächen als mittelfristiges Ziel im Gebietsmanagement berücksichtigt werden. So besteht auf Habitatebene die Möglichkeit, den Prädationsdruck auf seltene bodenbrütende Küstenvogelarten zu reduzieren (STEINMEYER 2014).

Die noch verbliebene, sehr kleine Restpopulation der Kornweihen ist mittlerweile erloschen. 2023 brüteten erstmals seit 1980 keine Kornweihen mehr auf den niedersächsischen Wattenmeerinseln. Das ist (die Emotionalität sei an dieser Stelle erlaubt) zutiefst traurig und äußerst schmerzlich. Unabhängig davon ist es von essentieller Bedeutung, die ungestörten, weitgehend natürlichen Lebensräume der Wattenmeerinseln mit der gesamten Palette an Schutzinstrumenten des Nationalparkmanagements als hochwertigen Lebensraum für Kornweihen und weitere bedrohte Brutvogelarten der Dünen zu erhalten (KÄMPFER & FARTMANN 2019, KÄMPFER & FARTMANN 2022, KÄMPFER et al. 2023). Die Aufrechterhaltung einer hohen Habitatqualität ist die grundlegende Voraussetzung, um der Art eine erfolgreiche Rückkehr als (wieder) typischer Brutvogel in die Dünenlandschaften der niedersächsischen Wattenmeerinseln zu ermöglichen. Beispiele aus irischen und britischen Kornweihenpopulationen haben gezeigt, dass durch umfangreiche und langfristige Managementmaßnahmen

sowohl in den Brutlebensräumen als auch im Hinblick auf menschliche Einflüsse eine Wiederbesiedlung ehemaliger Brutgebiete möglich ist (THIRGOOD et al. 2000, AMAR et al. 2011, MCCARTHY 2022, RSPB 2024).

## 7.5 Fazit und Ausblick

Um eine Wiederbesiedlung zu erreichen, müssen die Faktoren identifiziert werden, die außerhalb des Brutgebietes die Überlebensraten der Kornweihen so stark sinken lassen. Im Gegensatz zu vielen anderen Arten mit teilweise ebenfalls komplexen alters- und geschlechtsspezifischen Wanderungsverhalten, ist für Kornweihen die kritische Phase im Jahreszyklus, die zu einer Begrenzung des Populationswachstums führt (SHERRY & HOLMES 1995), nun bekannt. Die Größe der Populationen vieler ziehender Vogelarten kann zu einem Großteil von der Verfügbarkeit von Nahrung in den Winterquartieren abhängen, wo gleichzeitig eine starke Konkurrenz um Nahrung mit anderen Individuen/Arten herrschen und wo deswegen die Hauptmortalität auftreten kann (LACK 1954). Kornweihen zeigen eine große geschlechts- wie altersspezifische und zudem räumliche Variabilität in ihrem Wanderungs- und Dispersionverhalten außerhalb der Brutzeit (ETHERIDGE & SUMMERS 2006, MOROLLÓN et al. 2024). Für die Wattenmeer-Kornweihen gibt es zu diesen Aspekten sowie zu den aufgesuchten Habitaten in ihren Rast- und Überwinterungsgebiete bisher nur lückenhafte Informationen. Um die Gründe für die niedrigen Überlebensraten unserer Kornweihen außerhalb von Brutgebiet und Brutzeit zu finden, müssen die Rast- und Überwinterungsgebiete (von Männchen/Weibchen, Juvenilen/Adulten) identifiziert werden sowie die dortigen Habitatbedingungen und -qualität in Bezug auf Nahrungsangebot und -verfügbarkeit, Prädationsrisiko (z.B. an Gemeinschaftsschlafplätzen) oder andere Gefährdungen geklärt werden. Erste Ergebnisse besonderer junger Kornweihen aus niederländischen Studien zeigten, dass sie in ihrem ersten Winter räumlich hoch variabel waren und in ihrem Dispersions- bzw. Wanderungsverhalten Wintergebiete in den Niederlanden und Deutschland, aber auch in Frankreich nutzten (SCHLAICH et al. 2021). Die Vögel hielten sich hauptsächlich auf Äckern und auf Grünlandflächen auf und sind daher für ihre Nahrungsversorgung offenbar stark abhängig von landwirtschaftlichen Nutzflächen (KLAASSEN et al. 2014a, SCHLAICH et al. 2021). Nach wie vor ist die landwirtschaftliche Flächennutzung durch einen hohen, weiterhin steigenden Intensivierungsgrad gekennzeichnet, mit beträchtlichen negativen Auswirkungen auf die Biodiversität dieser Lebensräume (VOŘÍŠEK et al. 2010, SCHILS et al. 2022, REIF et al. 2024). Davon sind auch Wühlmäuse, die wichtigste Nahrungsgrundlage von Kornweihen im Winter (SCHIPPER 1973, VERVOORT & KLAASSEN 2016), betroffen, deren Dichte sich mit der Intensivierung der Landwirtschaft stark reduziert (FISCHER & SCHRÖDER 2014, JANOVA & HEROLDOVA 2016). Mehr als die Hälfte der in den Niederlanden besenderten jungen Kornweihen verstarb im ersten Winter. Die Wiederfunde dieser toten Sendervögel zeigte, dass sie entweder verhungert waren oder der Prädation zum Opfer fielen (A. SCHLAICH, pers. Mitteilung). Diese Er-

gebnisse geben erste Hinweise auf eine deutliche Rolle von unzureichendem Nahrungsangebot bei hohen Sterblichkeitsraten in Herbst und Winter. Weiterführende Studien in den von Kornweihen genutzten Winterlebensräumen könnten Einblicke in Flugleistung während der Nahrungssuche und Energiebilanz der Beutewahl geben, wie es bereits für andere Greifvogelarten untersucht wurde (BARTON & HOUSTON 1993, BRODIN et al. 2003). Zudem sind über die Nahrungsqualität und die Energiebilanz Rückschlüsse auf die Kondition von Jung- und Altvögeln möglich. Der Einfluss von Nahrungsangebot und Nahrungswahl auf die Kondition ist ein weiterer wichtiger Baustein für das Verständnis von Überlebensraten außerhalb der Brutzeit (DAAN et al. 1990, WIENS et al. 2006, MILLON et al. 2011).

Kornweihen bekommen offenbar in dem Moment ein Problem, an dem sie die natürlichen und geschützten Lebensräume des Wattenmeeres verlassen und in die intensiv genutzte, an natürlichen Habitaten arme Agrarlandschaft eintreten. Auch wenn die niedersächsische Wattenmeer-Population der Kornweihen aktuell erloschen ist, so benötigt die Art im gesamteuropäischen Kontext einen ganzheitlichen Erhaltungsansatz, der auf der Ebene ganzer Landschaften basiert und sich nicht nur auf ausgewiesene Schutzgebiete konzentriert. Die Wirksamkeit von Schutzgebieten, einschließlich der NATURA-2000 Gebiete, funktioniert nicht immer ausreichend (TERRAUBE et al. 2020, SANTANGELI et al. 2023, PFLÜGER et al. 2024) und ist zumindest für Kornweihen auch flächenmäßig nicht weitreichend genug (SCHLAICH et al. 2021). Die Implementierung von Agrar-Umweltmaßnahmen in den von Kornweihen genutzten Lebensräumen der Agrarlandschaft können die Habitat- und Nahrungssituation und damit die Überlebensbedingungen zwar verbessern (NEYENS et al. 2023). Für eine Stabilisierung der noch verbliebenen Kornweihen-Bestände reichen räumlich vereinzelt, geschützte oder im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen bewirtschaftete Flächen wohl nicht aus. Der Schlüssel zur Förderung der Habitatqualität und einer großflächigen Artenvielfalt in Agrarlandschaften, von der sowohl Kornweihen als auch andere Brut- und Rastvogelarten profitieren würden, liegt in einem Landschaftsmosaik aus natürlichen Lebensräumen und einer kleinräumigen Diversifizierung von Anbauflächen sowohl in der konventionellen als auch in der ökologischen Landwirtschaft (TSCHARNTKE et al. 2021, STEIN-BACHINGER et al. 2022). Beispiele hierfür sind der Ackerbau mit einem größeren Anteil an Luzerne, Getreide und anderen Zwischenfrüchten mit ihren Überwinterungsstoppeln in Kombination mit Ackerrandstreifen aus ein- und mehrjährigen Pflanzen, die Lebensraum und Deckung bieten für Wühlmäuse und Vögel (der Nahrungsgrundlage von Kornweihen), sowie die Milchviehhaltung auf der Grundlage einer extensiven Grünlandbewirtschaftung (SCHLAICH et al. 2021, VOGELBESCHERMING NEDERLAND 2024).

Die im Rahmen dieser Studie offenkundig gewordene komplexe Ökologie von Kornweihen sowie die in ganz Europa schwierige Bestandssituation dieser Art brauchen einen breit gefächerten Artenschutzansatz. Für die gesamteuropäische Brutpopulation von Kornweihen bedarf es vor allem inter-

national koordinierter Anstrengungen, insbesondere in Bezug auf eine grundlegende Verbesserung der Habitatqualität in den europäischen Agrarlandschaften zur Verringerung der Mortalität im gesamten Lebens- und Jahreszyklus. Es muss ein koordinierter europäischer Aktionsplan für diese Art (European Species Action Plan) entwickelt werden inklusive effektiver Schutzmaßnahmen auf europäischer Ebene, um nicht nur die Wiederbesiedelung von typischen Brutgebieten im Wattenmeer-raum zu ermöglichen, sondern um das Aussterben der Kornweihe in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet langfristig zu verhindern (RSPB 2020, FERNÁNDEZ-BELLON et al. 2021).

## 7.6 Literatur

- AMAR, A., DAVIES, J., MEEK, E., WILLIAMS, J., KNIGHT, A. & REDPATH, S. (2011): Long-term impact of changes in sheep densities on the breeding output of the hen harrier. *Journal of Applied Ecology* 48 (1): 220-227.
- ANDRETZKE, H. & OLTMANN, B. (2016): Was hilft Brutvögeln wirklich. Darstellung und Bewertung von Schutzmaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer am Beispiel von Norderney. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 44: 195-215.
- ANDRETZKE, H., VOßKUHL, M., BERNDT, A., BRUZINSKI, J., HERMANN, J. & REICHERT, G. (2017): Säugetiere als Gelege- und Kükenprädatoren auf den Ostfriesischen Inseln Norderney, Borkum und Langeoog. *Natur und Umweltschutz* 16 (2): 60-66.
- BARTON, N. W. & HOUSTON, D. C. (1993): A comparison of digestive efficiency in birds of prey. *Ibis* 135 (4): 363-371.
- BJÖRKLUND, H. M. T., MELLER, K. I. & VALKAMA, J. P. T. (Year): Hen Harrier and Short-eared Owl status and trends Finland. In BOS, J., SCHAUB, T., KLAASSEN, R. & KUIPER, M. (Hrsg.), *International Hen Harrier and Short-eared Owl meeting 2019*, University of Groningen, Niederlande.
- BLESSING, C. (2018): Habitatveränderungen als Einflussfaktoren auf die Brutbestandsentwicklung von Kornweihen (*Circus cyaneus*) und Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Masterarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- BRODIN, A., INGEMAR JÖNSSON, K. & HOLMGREN, N. (2003): Optimal energy allocation and behaviour in female raptorial birds during the nestling period. *Ecoscience* 10 (2): 140-150.
- BURGAS, D., OVASKAINEN, O., BLANCHET, F. G. & BYHOLM, P. (2021): The ghost of the hawk: Top predator shaping bird communities in space and time. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 638039.
- CORMIER, J.-P., FUSTEC, J., PITHON, J. & CHOISY, P. (2008): Selection of nesting habitat by Montagu's Harriers *Circus pygargus* and Hen Harriers *Circus cyaneus* in managed heaths. *Bird Study* 55 (1): 86-93.
- DAAN, S., MASMAN, D. & GROENEWOLD, A. (1990): Avian basal metabolic rates: their association with body composition and energy expenditure in nature. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 259 (2): R333-R340.
- DENNIS, R. L., SHREEVE, T. & SHEPPARD, D. A. (2007): Species conservation and landscape management: a habitat perspective. *Insect conservation biology*: 92-126.
- ELPHICK, C. S., REED, J. M. & DELEHANTY, D. J. (2007): Applications of reproductive biology to bird conservation and population management. Science Publishers, Enfield.
- ETHERIDGE, B., SUMMERS, R. & GREEN, R. (1997): The effects of illegal killing and destruction of nests by humans on the population dynamics of the hen harrier *Circus cyaneus* in Scotland. *Journal of Applied Ecology* 34 (4): 1081-1105.
- ETHERIDGE, B. & SUMMERS, R. W. (2006): Movements of British hen harriers *Circus cyaneus* outside the breeding season. *Ringing & Migration* 23 (1): 6-14.

- EWING, S. R., THOMAS, C. E., BUTCHER, N., DENMAN, B., DOUGLAS, D. J. T., ANDERSON, D. I. K., ANDERSON, G. Q. A., BRAY, J., DOWNING, S., DUGAN, R., ETHERIDGE, B., HAYWARD, W., HOWIE, F., ROOS, S., THOMAS, M., WESTON, J., SMART, J. & WILSON, J. D. (2023): Illegal killing associated with gamebird management accounts for up to three-quarters of annual mortality in Hen Harriers *Circus cyaneus*. *Biological Conservation* 283: 110072.
- FELDT, T. (2010): Brut- und Jagdhabitatwahl zweier sympatrischer Weihenarten (*Circus cyaneus* und *Circus aeruginosus*) im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg.
- FERNÁNDEZ-BELLON, D., LUSBY, J., BOS, J., SCHAUB, T., MCCARTHY, A., CARAVAGGI, A., IRWIN, S. & O'HALLORAN, J. (2021): Expert knowledge assessment of threats and conservation strategies for breeding Hen Harrier and Short-eared Owl across Europe. *Bird Conservation International* 31 (2): 268-285.
- FISCHER, C. & SCHRÖDER, B. (2014): Predicting spatial and temporal habitat use of rodents in a highly intensive agricultural area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189: 145-153.
- GEARY, M., HAWORTH, P. F. & FIELDING, A. H. (2018): Hen harrier *Circus cyaneus* nest sites on the Isle of Mull are associated with habitat mosaics and constrained by topography. *Bird Study* 65 (1): 62-71.
- GLADOW, K.-P., JABLONSKI, M., CHAKAROV, N. & KRÜGER, O. (2024): A top predator provokes similar defense behavior as a mesopredator in an intraguild prey. Preprint.
- GREEN, R. & ETHERIDGE, B. (1999): Breeding success of the hen harrier *Circus cyaneus* in relation to the distribution of grouse moors and the red fox *Vulpes vulpes*. *Journal of Applied Ecology* 36 (4): 472-483.
- HAMERSTROM, F., HAMERSTROM, F. N. & BURKE, C. (1985): Effect of voles on mating systems in a central Wisconsin population of harriers. *Wilson Bulletin* 97 97: 332-346.
- JANOVA, E. & HEROLDOVA, M. (2016): Response of small mammals to variable agricultural landscapes in Central Europe. *Mammalian Biology* 81 (5): 488-493.
- KÄMPFER, S. & FARTMANN, T. (2019): Breeding populations of a declining farmland bird are dependent on a burrowing, herbivorous ecosystem engineer. *Ecological Engineering* 140: 105592.
- KÄMPFER, S. & FARTMANN, T. (2022): Natural coastal dunes on Wadden Sea islands as a refuge for an endangered wader species. *Journal of Coastal Conservation* 26 (6): 53.
- KÄMPFER, S., FUMY, F. & FARTMANN, T. (2023): Extensive dune grasslands largely lacking human disturbance are an important refuge for a vole-dependent raptor. *Global Ecology and Conservation* 48: e02758.
- KELLY, L. A., TOMÁNKOVÁ, I., DOWNING, S., LINDLEY, P., MATTINGLEY, W., MORRIS, N. G., MURPHY, S., ORR-EWING, D., OWENS, R., ROONEY, E., RUDDOCK, M., STEVENSON, A., THOMAS, M. & WOTTON, S. R. (2025): The status of breeding Hen Harriers *Circus cyaneus* in the UK and Isle of Man in 2023. *Bird Study*: 1-18.
- KLAASSEN, O., DIJKSEN, L., DE BOER, P., WILLEMS, F., FOPPEN, R. & OOSTERBEEK, K. (2006): Meer blauw op den Wadden! - Broedsucces, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- KLAASSEN, R., SCHLAICH, A. E., BOUTEN, W., BOTH, C. & KOKS, B. J. (2014a). Eerste resultaten van het jaarrond volgen van Blauwe Kiekendieven broedend in het Oost-Groningse akkerland. *Limosa*. **87**: 135-148.
- KLAASSEN, R. H., HAKE, M., STRANDBERG, R., KOKS, B. J., TRIERWEILER, C., EXO, K. M., BAIRLEIN, F. & ALERSTAM, T. (2014b): When and where does mortality occur in migratory birds? Direct evidence from long-term satellite tracking of raptors. *Journal of Animal Ecology* 83 (1): 176-184.
- KRÜGER, O. & RADFORD, A. N. (2008): Doomed to die? Predicting extinction risk in the true hawks Accipitridae. *Animal Conservation* 11 (2): 83-91.
- KRÜGER, T. & OLTMANN, B. (2008): Identifizierung von Vogelarten für die Schwerpunktsetzung im Brutvogelschutz Niedersachsens anhand eines Prioritätenindex. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 40: 67-81.
- LACK, D. (1954): *The natural regulation of animal numbers*. Oxford University Press, London.

- LAUNDRÉ, J. W., HERNÁNDEZ, L. & RIPPLE, W. J. (2010): The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal* 3 (3): 1-7.
- LEYRER, J., FRIKKE, J., HÄLTERLEIN, B., KOFFIJBURG, K., KÖRBER, P. & REICHERT, G. (2019): Managing Predation Risk for Breeding Birds in the Wadden Sea: Results from a Workshop in Tönning, Schleswig-Holstein, 7-8 March 2017. Workshop Report, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- LUDWIG, S. C., ROOS, S., BUBB, D. & BAINES, D. (2017): Long-term trends in abundance and breeding success of red grouse and hen harriers in relation to changing management of a Scottish grouse moor. *Wildlife Biology* 2017 (SP1): wlb.00246.
- MADDERS, M. (2000): Habitat selection and foraging success of Hen Harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. *Bird Study* 47 (1): 32-40.
- MCCARTHY, A. (2022): Seasonal ecology and the conservation of hen harriers (*Circus cyaneus*) in Ireland. University College Cork.
- MILLON, A. & BRETAGNOLLE, V. (2004): Busard Saint Martin. In THIOLLAY, J.-M. & BRETAGNOLLE, V. (Hrsg.), *Rapaces nicheur de France. Distribution, effectifs et conservation*, Delachaux & Niestlé, Paris: 66-69.
- MILLON, A., PETTY, S. J., LITTLE, B. & LAMBIN, X. (2011): Natal conditions alter age-specific reproduction but not survival or senescence in a long-lived bird of prey. *Journal of Animal Ecology* 80 (5): 968-975.
- MILLS, L. S. (2012): Conservation of wildlife populations: demography, genetics, and management. John Wiley & Sons.
- MITSCHEKE, A., KRÜGER, T., SCHULZE-DIECKHOFF, M., HECKROTH, M., MENKE, W., REICHERT, G., LUDWIG, J. & KÖRBER, P. (2024): Verbreitung und Bestandsentwicklung von Brutvogelarten der niedersächsischen Nordseeküste. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, 52, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- MOROLLÓN, S., LEE, S. & URIOS, V. (2024): Movements of Juvenile Hen Harriers (*Circus cyaneus*) Tracked by Satellite Telemetry in Spain. *Birds* 5 (4): 832-844.
- MÜLLER, A.-K., CHAKAROV, N., HESEKER, H. & KRÜGER, O. (2016): Intraguild predation leads to cascading effects on habitat choice, behaviour and reproductive performance. *Journal of Animal Ecology* 85 (3): 774-784.
- NEWTON, I. (2003): The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. In (Hrsg.), *Birds of Prey in a Changing Environment.*, Scottish Natural Heritage, Edinburgh: 5-23.
- NEWTON, I. (2010): Population ecology of raptors. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- NEYENS, T., PETROF, O., FAES, C., VANDENRIJT, W., ULENAERS, P., ARTOIS, T., BEENAERTS, N. & EVENS, R. (2023): Winter agri-environment schemes and local landscape composition influence the distribution of wintering farmland birds. *Global Ecology and Conservation* 45: e02533.
- NICHOLS, J. D., BREININGER, D. R., ARMSTRONG, D. P. & LACY, R. C. (2024): Habitat management decisions for conservation: a conceptual framework. *Frontiers in Conservation Science* 5: 1450000.
- NICHOLS, J. D. & WILLIAMS, B. K. (2006): Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21 (12): 668-673.
- NIEDRINGHAUS, R., HAESELER, V. & JANIESCH, P. (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, 11, Wilhelmshaven.
- PETERSEN, J. & POTT, R. (2005): Ostfriesische Inseln - Landschaft und Vegetation im Wandel. Schlütersche, Hannover.
- PFLÜGER, F. J., FRANK, C., BUSCH, M., WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., SUDFELDT, C. & KAMP, J. (2024): Semi-structured citizen science data reveal mixed effectiveness of EU Special Protection Areas (SPA) in Germany. *Biological Conservation* 299: 110801.
- PICOZZI, N. (1984): Sex ratio, survival and territorial behaviour of polygynous Hen Harriers *Circus c. cyaneus* in Orkney. *Ibis* 126 (3): 356-365.
- REDPATH, S. M., THIRGOOD, S. J. & CLARKE, R. (2002): Field Vole *Microtus agrestis* abundance and Hen Harrier *Circus cyaneus* diet and breeding in Scotland. *Ibis* 144 (1): E33-E38.

- REIF, J., GAMERO, A., HOLOŠKOVÁ, A., AUNINS, A., CHODKIEWICZ, T., HRISTOV, I., KURLAVIČIUS, P., LEIVITS, M., SZÉP, T. & VOŘÍŠEK, P. (2024): Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. *Science of The Total Environment* 946: 174281.
- REISE, K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 59 (1): 9-21.
- RSPB (2020): Conserving the hen harrier (*Circus cyaneus*) in northern England and southern and eastern Scotland. Laysperson's Report, Hen Harrier LIFE Project 2014-2019, LIFE13 NAT/UK/000258.
- RSPB (2024): Sustained recovery of Hen Harriers in the Forest of Bowland, despite mixed breeding season. Royal Society for the Protection of Birds. 19.08.2024, <https://community.rspb.org.uk/ourwork/b/rspb-england/posts/sustained-recovery-of-hen-harriers-in-the-forest-of-bowland-despite-mixed-breeding-season-310103854>.
- SANTANGELI, A., WEIGEL, B., ANTÃO, L. H., KAARLEJÄRVI, E., HÄLLFORS, M., LEHIKONEN, A., LINDÉN, A., SALEMMA, M., TONTERI, T. & MERILÄ, P. (2023): Mixed effects of a national protected area network on terrestrial and freshwater biodiversity. *Nature communications* 14 (1): 5426.
- SCHILS, R. L. M., BUFE, C., RHYMER, C. M., FRANCKSEN, R. M., KLAUS, V. H., ABDALLA, M., MILAZZO, F., LELLEI-KOVÁCS, E., BERGE, H. T., BERTORA, C., CHODKIEWICZ, A., DĂMĂȚÎRCĂ, C., FEIGENWINTER, I., FERNÁNDEZ-REBOLLO, P., GHIASI, S., HEJDUK, S., HIRON, M., JANICKA, M., PELLATON, R., SMITH, K. E., THORMAN, R., VANWALLEGHEM, T., WILLIAMS, J., ZAVATTARO, L., KAMPEN, J., DERKX, R., SMITH, P., WHITTINGHAM, M. J., BUCHMANN, N. & PRICE, J. P. N. (2022): Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330: 107891.
- SCHIPPER, W. (1973): A comparison of prey selection in sympatric harriers, *Circus*, in western Europe. *Gerfaut* 63: 17-120.
- SCHIPPER, W. (1977): Hunting in three European harriers (*Circus*) during the breeding season. *Ardea* 65: 53-72.
- SCHLAICH, A., KLAASSEN, R., SCHAUB, T., POSTMA, M., WIERSMA, P., WESTERHUIS, G., HAKKERT, J., DE VRIES, S. & BOS, J. (2021): Wadvogels van Allure: blauwe kiekendief en velduil. Onderzoeks- en monitoringsrapport. *Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda*.
- SERGIO, F. & HIRALDO, F. (2008): Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis* 150 (s1): 132-145.
- SHERRY, T. W. & HOLMES, R. T. (1995): Summer Versus Winter Limitation Of Populations: What Are The Issues And What Is The Evidence? In MARTIN, T. E. & FINCH, D. M. (Hrsg.), *Ecology And Management Of Neotropical Migratory Birds: A Synthesis and Review of Critical Issues*, Oxford University Press.
- STEIN-BACHINGER, K., PREIBEL, S., KÜHNE, S. & RECKLING, M. (2022): More diverse but less intensive farming enhances biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (5): 395-396.
- STEINMEYER, F. (2014): Forest species in coastal habitat: The establishment of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) and Common Buzzard (*Buteo buteo*) on the East Frisian Islands - A study on prey selection, predation impact and habitat use. Department of Nature Conservation Georg-August-University of Göttingen.
- SÜDBECK, P. & PACKMOR, F. (2024): Vogelschutz im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ – Versuch einer Bilanz. *Vogelkd. Ber. Niedersachs* 50 (1-2): 137-167.
- SUTHERLAND, W. J., NEWTON, I. & GREEN, R. (2004): *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York.
- TAPIA, L., DOMINGUEZ, J. & RODRIGUEZ, L. (2004): Modeling habitat use and distribution of hen harriers (*Circus cyaneus*) and Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in a mountainous area in Galicia, northwestern Spain. *Journal of Raptor Research* 38 (2): 4.
- TERRAUBE, J., VAN DONINCK, J., HELLE, P. & CABEZA, M. (2020): Assessing the effectiveness of a national protected area network for carnivore conservation. *Nature communications* 11 (1): 2957.
- THAXTER, C. B., JOYS, A. C., GREGORY, R. D., BAILLIE, S. R. & NOBLE, D. G. (2010): Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biological Conservation* 143 (9): 2006-2019.

- THIRGOOD, S., REDPATH, S., NEWTON, I. & HUDSON, P. (2000): Raptors and Red Grouse: Conservation Conflicts and Management Solutions. *Conservation Biology* 14 (1): 95-104.
- TSCHARNTKE, T., GRASS, I., WANGER, T. C., WESTPHAL, C. & BATÁRY, P. (2021): Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36 (10): 919-930.
- VAN OOSTEN, H. H., BEUSINK, P., DE BOER, P., VAN DEN BREMER, L., DIJKSEN, L., KLAASSEN, O., MAJOOR, F., VAN TURNHOUT, C. & WAASDORP, S. (2008): De laatste karakteristieke vogels van het open duin: de dynamiek van populaties op de rand van uitsterven - en oplossingen. SOVONonderzoeksrapport, 2008/17, Stichting Bargerveen, Nijmegen / SOVON Vogelonderzoek, Beek-Ubbergen, Nederland.
- VERVOORT, M. P. & KLAASSEN, R. H. (2016): Foeragegedrag van overwinterende Blauwe Kiekendieven in Oost-Groningen. *Limosa* 89: 145-153.
- VOGELBESCHERMING NEDERLAND (2024): Blauwdruk voor de blauwe kiekendief. Vogelbescherming Nederland, Zeist, Nederland.
- VOŘÍŠEK, P., JIGUET, F., VAN STRIEN, A., ŠKORPILOVÁ, J., KLVAŇOVÁ, A. & GREGORY, R. (2010): Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost. *BOU Proceedings—Lowland Farmland Birds III* 24.
- WANG, Z. B., HOEKSTRA, P., BURCHARD, H., RIDDERINKHOF, H., DE SWART, H. E. & STIVE, M. J. F. (2012): Morphodynamics of the Wadden Sea and its barrier island system. *Ocean & Coastal Management* 68: 39-57.
- WHITFIELD, D. P. & FIELDING, A. (2009): Hen harrier population studies in Wales. Citeseer.
- WIENS, J. D., NOON, B. R. & REYNOLDS, R. T. (2006): Post-Fledging Survival Of Northern Goshawks: The Importance Of Prey Abundance, Weather, And Dispersal. *Ecological Applications* 16 (1): 406-418.



## **Anmerkungen**

### **Anschriften der Ko-Autoren**

STEFFEN KÄMPFER, Universität Osnabrück, Abteilung für Biodiversität und Landschaftsökologie,  
49076 Osnabrück, Deutschland

CARINA BLESSING, ARSU GmbH, Kreyenstr. 41, 26127 Oldenburg, Deutschland

JULIA STAHL, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Postbus 6521, 6503 GA Nijmegen, Nederland

JANINA VOSKUHL, Amt für regionale Landesentwicklung Weser-Ems - Staatliche Moorverwaltung -,  
Hasebrinkstraße 8, 49716 Meppen

MANUELA SCHRÖDER (jetzt VOSKUHL),

JOCHEN DIERSCHKE, Institut für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland", Inselstation,  
An der Sapskuhle 511, 27498 Helgoland, Deutschland

TOBIAS FELDT, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH,  
Abteilung Ländliche Entwicklung und Agrarwirtschaft G500, 53113 Bonn, Deutschland

PETER DE BOER, SOVON Vogelonderzoek Nederland, Postbus 6521, 6503 GA Nijmegen, Nederland

CASPAR A. HALLMANN, Radboud Universiteit, Institute for Biological and Environmental Sciences,  
Department Ecology, Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen, Nederland

## Danksagung

Jetzt ist es doch noch so weit gekommen, dass ich das hier schreibe. Daran haben viele Menschen auf verschiedenste Art und Weise wertvollen Anteil und dafür möchte ich herzlich „Danke“ sagen.

Mein erster Dank geht an Julia Stahl, die mich und das Kornweihen-Projekt damals an der Uni aufgenommen hat. Vielen Dank, dass du das Projekt auch von Ferne so lange fachlich betreut hast und mir engagiert und motivierend geholfen hast, die Doktorarbeit fertigzustellen. 1000 Dank an dich Julia – ohne dich hätte ich es nicht geschafft.

Ich bedanke mich bei Michael Kleyer für die Aufnahme eines reinen Vogelprojektes in seiner AG Landschaftsökologie. Vielen Dank Michael für dein Vertrauen und dafür, dass du die Betreuung dieser Arbeit übernommen hast. Mein Dank geht auch an Heiko Schmaljohann. Vielen Dank Heiko, dass du dich kurz vor knapp als Zweitgutachter für diese Arbeit zur Verfügung gestellt hast und mir damit zum Erfolg verholfen hast.

Peter Südbeck und dem Team der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer danke ich für die Erlaubnis, dass ich in den sensiblen Landschaften der Wattenmeerinseln arbeiten durfte sowie für die langjährige Unterstützung (auch finanzieller Art) bei allen Aspekten zu diesem Projekt. Herzlichen Dank für das Vertrauen, dass ihr mir in den Jahren der Feldarbeit entgegenbracht habt und mir erlaubt habt, den Kornweihen in der beeindruckenden Natur der Wattenmeerinseln ganz nah kommen zu dürfen, sie zu beobachten und zu erforschen. Mein Dank geht zudem an die Nationalparkwarte auf den Inseln, die meine Arbeiten vor Ort vor allem logistisch sowie tatkräftig und engagiert im Feld unterstützt haben.

Mein tiefer Dank gilt Herwig Zang, der uns leider im Herbst 2023 verlassen musste. Als das Projekt noch in den Kinderschuhen steckte, organisierte er als damaliger erster Vorsitzender der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) die Startfinanzierung. Die Kornweihen lagen ihm stets am Herzen und so hat er im Namen der NOV dieses Projekt langjährig unterstützt und mich darin bestärkt, diese Arbeit zu schreiben. Herr Zang, es hätte mich sehr gefreut, wenn ich ihnen diese Arbeit noch hätte überreichen können.

Jochen Dierschke hat mich damals (2007) in die faszinierende Welt der Kornweihen eingeführt. Du hast mir gezeigt, wie man Kornweihen beobachtet, im dichtesten Dünengebüsch Nester findet und junge Kornweihen mit bunten Ringen ausstattet. Damit und mit deinem großen ornithologischen Wissensschatz hast du mir das nötige Werkzeug an die Hand gegeben, um das Kornweihen-Projekt selbständig weiterführen zu können, als du dich nach Helgoland „abgesetzt“ hast. Jochen, herzlichen Dank für deine Unterstützung, für deinen fachlichen Rat, die erlebnisreichen Tage auf den Inseln und natürlich auch für die langen Doppelkopfnächte in eurer WG.

Die entscheidende Basisarbeit im Kornweihen-Projekt haben die vielen (anfangs noch) Vogelzivilis, dann Bufdis und FÖJler des NLWKN, Betriebsstelle Norden-Norddeich, sowie die Naturschutzwarte des Mellumrat e.V. geleistet. Ihr habt mir die wichtigen Informationen zu Kornweihen-Revieren auf euren Inseln geben und meine Feldarbeiten maßgeblich unterstützt. Dass ihr das mit mir und für mich machen durftet, habe ich Martin Schulze-Diekhoff (NLWKN) und Matten Reuter (NLWKN) sowie Mathias Heckroth (Mellumrat e.V.) zu verdanken. Vielen Dank Martin, Matten und Mathias, dass ich in all den Jahren eure Unterkünfte auf den Inseln nutzen durfte, immer herzlich aufgenommen wurde und eure Leute so viel ihrer (Arbeits-)Zeit in mein Projekt investieren durften. Das waren absolut erlebnisreiche, intensive und sehr prägende Jahre.

Vielen Dank an die vielen Bachelor- und Masterstudierenden, die im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten wertvolle Daten und Informationen über die Kornweihen gesammelt und zusammengetragen haben und so auch einen wichtigen Beitrag zu dieser Doktorarbeit geleistet haben.

Ganz herzlichen Dank an die Mitglieder der ehemaligen AG Landschaftsökologie sowie an die jetzige AG Vegetationsökologie und Naturschutz für die wertvollen fachlichen wie fachfremden Gespräche, allgemeine Lebenshilfe und die berühmten Kaffeepausen: Daniela Meißner, Helga Hots, Cord Peppeler-Lisbach, Rolf Niedringhaus, Lisa Stöckmann, Angelika Hansel, Kertu Löhmus, Celia Grande, Martin Maier, Vanessa Minden und all die anderen, die in diesem langen Zeitraum in den AG Lök Kaffeerun-

den dabei waren. Bei Thorsten Balke, als Michaels Nachfolger, möchte ich mich ebenfalls herzlich bedanken. Vielen Dank Thorsten, dass ich, sozusagen als die Altlast vom Vorgänger, so lange in deiner neuen AG bleiben durfte, um die Doktorarbeit fertigzustellen.

Weiterhin möchte ich mich bei meiner jetzigen Chefin Silke Sinning, sowie bei Hanjo Steinborn und allen KollegInnen im Büro Sinning bedanken. Vielen Dank, dass ich in den letzten Wochen quasi „blau“ machen durfte, um das hier endlich über die Bühne zu bringen.

Manu – schade, dass man Doktorarbeiten nicht zu zweit machen darf. Du müsstest hier eigentlich auch ganz vorne mit draufstehen. Vielen Dank für all die Arbeit und Unterstützung, sei es bei der Feldarbeit auf den Inseln, die Gewölleanalysen im Labor, bei der Kinderbetreuung oder einfach nur zum Reden und Diskutieren, die du in den ganzen Jahren für die Kornweihen und dieses Projekt geleistet und mir damit an so vielen Stellen geholfen hast. Ich danke dir von Herzen für deine Freundschaft.

Jojo, Rolf, Celia, Felix, Julia, Torsten – bei euch bedanke ich mich insbesondere fürs Korrekturlesen, fachliche Diskussionen, lange Doppelkopfabende, für eure Freundschaft und euren Beistand und Antrieb zum Durchhalten („Einfach fertig machen!“).

Ganz besonders danken möchte ich meinen Eltern für ihre Unterstützung, dass ich das alles so machen konnte wie ich wollte. Danke für euer unerschütterliches Vertrauen in mich und diese ganze „Vogelzählerei“. Papa – ich bin sicher, du wärst sehr stolz gewesen.

Andreas, Ole und Jano – ihr musstet vor allem in der Endphase dieser Arbeit oft auf mich verzichten. Ihr habt mich ausgehalten und in Ruhe arbeiten lassen. Andreas – du hast mich immer darin bestärkt, diese Sache (endlich) zu Ende zu bringen. Dafür bin ich euch zutiefst dankbar. Das ist für euch!



## Publikationen

- KNIPPING, N.**, HALLMANN, C. A., REICHERT, G., SÜDBECK, P. & STAHL, J. (2019): Breeding Hen Harriers in the German Wadden Sea - long-term research documents steep decline. In: BOS, J., SCHAUB, T., KLAASSEN, R. & KUIPER, M. (Hrsg.): International Hen Harrier and Short-eared Owl meeting 2019 – Abstracts. Groningen, Niederlande.
- REICHERT, G. & **KNIPPING, N.** (2019): Status and trends of Hen Harriers in Germany with special focus on the Lower Saxony Wadden. In: BOS, J., SCHAUB, T., KLAASSEN, R. & KUIPER, M. (Hrsg.): International Hen Harrier and Short-eared Owl meeting 2019 – Abstracts. Groningen, Niederlande.
- KNIPPING, N.** & STAHL, J. (2018): Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht DBU-Projekt AZ 30347-33, Oldenburg: AG Landschaftsökologie, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Sovon Vogelonderzoek, Nijmegen, Niederlande.
- KNIPPING, N.**, DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2017): Schlupf- und Bruterfolg von Kornweihen (*Circus cyaneus*) im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. In: MAMMEN, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 7: 181-187.
- KNIPPING, N.** (2016): Die letzten ihrer Art. Kornweihen – oder von den Schwierigkeiten, eine gefährdete Art zu schützen. In: NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Einzigartiges gemeinsam schützen - 30 Jahre Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“ Band 15: 40-42.
- KNIPPING, N.**, VOSKUHL, J. & STAHL, J. (2014): Von Weihen und Mäusen – Nahrungsökologische Untersuchungen an Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Corax 22, (Sonderheft 1): 49-58.
- KÄMPFER, S., **OBEDIK, N.** & DIERSCHKE, J. (2013): Nistplatzwahl von Sumpfohreulen *Asio flammeus* auf Spiekeroog im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Vogelkundl Ber Niedersachs. 43: 241-250.
- VOSKUHL, J., **OBEDIK, N.** & ZUCCHI, H. (2013): Untersuchungen zur Nahrungswahl der Kornweihe (*Circus cyaneus*) auf Langeoog (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) unter besonderer Berücksichtigung des Kleinsäugervorkommens. Acta ornithoecologica 7 (4): 195-217.
- OBEDIK, N.**, KÄMPFER, S., DIERSCHKE, J. & JEROMIN, K. (2012): Zur Situation der Sumpfohreule *Asio flammeus* in Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Eulen-Rundblick 62: 29-32.
- OBEDIK, N.**, DIERSCHKE, J. & STAHL, J. (2012): Brutökologische Untersuchungen an der Kornweihe *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. 47 (Sonderheft 1): 89-94.
- OBEDIK, N.** & BANGE, A. (2012): Farbberingung als Beitrag zur Erstellung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ - „echte Insulaners met bonte Been“. Natur- und Umweltschutz 11 (1): 15-19.
- CERVENCL, A., ESSER, W., MAIER, M., **OBEDIK, N.**, THYEN, S., WELLBROCK, A. & EXO, K. M. (2011): Can differences in incubation patterns of Common Redshanks *Tringa totanus* be explained by variations in predation risk? Journal of Ornithology 152 (4): 1033-1043.

SCHRÖDER, M., **OBERDIEK, N.**, DIERSCHKE, J., FELDT, T. & STAHL, J. (2010): Wahl des Jagdhabitats von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln. *Vogelwelt* 131: 231-238.

THYEN, S., BARKOWSKI, J., FREUND, H. & **OBERDIEK, N.** (2010): Klimawandel, Meeresspiegelanstieg und Brutvögel im Wattenmeer: Kenntnisstand und Ausblick. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 41: 193-201.

**OBERDIEK, N.**, DIERSCHKE, J., SCHRÖDER, M., FELDT, T. & J. STAHL (2009): Greifvögel an der Küste in Bedrängnis? - Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. *Vogelwarte* 47 (4): 362.

THYEN, S., EXO, K. M., CERVENCL, A., ESSER, W. & **OBERDIEK, N.** (2008): Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer als Brutgebiet für Rotschenkel *Tringa totanus*: wertvolle Rückzugsgebiete oder ökologische Fallen?. *Vogelwarte* 46 (2): 121-130.

THYEN, S., EXO, K. M., MARENCIC, H. & **OBERDIEK, N.** (2008): The role of coastal saltmarshes in the annual life-cycle of waders: outcomes of a workshop held in November 2004, Papenburg, Germany. *Wader Study Group Bulletin* 115 (2): 98-101.

**OBERDIEK, N.** & HERSACHER, N. (2007): Phänologie, Bestandsentwicklung und räumliche Verteilung von Dunkelbäuchigen Ringelgänsen (*Branta b. bernicla*) auf Wangerooge. *Natur- und Umweltschutz* 6 (2): 45-51.

## **Erklärung**

*gemäß §12 Abs. 2b der Promotionsordnung der Fakultät II - Informatik, Wirtschafts- und Rechtswissenschaften (für ihr Department für Informatik), der Fakultät V – Mathematik und Naturwissenschaften und der Fakultät VI – Medizin und Gesundheitswissenschaften der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg vom 05.09.2014.*

Hiermit erkläre ich, dass ich die Dissertation selbstständig verfasst und nur die angegebenen Hilfsmittel und Quellen benutzt habe. Einzelne Kapitel sind bereits oder sollen in Fachzeitschriften veröffentlicht werden und werden zur Begutachtung eingereicht.

Außerdem erkläre ich, dass diese Dissertation weder in ihrer Gesamtheit noch in Teilen einer anderen Hochschule zur Begutachtung in einem Promotionsverfahren vorliegt oder vorgelegen hat.

Ich erkläre, dass ich die Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg befolgt habe und dass ich im Zusammenhang mit dem Promotionsverfahren keine kommerziellen Vermittlungs- oder Beratungsdienste in Anspruch genommen habe.

Mit der Vorlage dieser Dissertation strebe ich eine Promotion zum Dr. rer. nat an. Es soll der Grad einer Doktorin verliehen werden.

Nadine Knipping