

CORAX



Band 22 Sonderheft 1/2014

Veröffentlichungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft
für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel

9. Deutsches See- und
Küstenvogelkolloquium
23. bis 25. November
2012 in List/Sylt



Herausgeber:

Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel,
vormals Faunistische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein, Hamburg und Lübeck
Die OAG im Internet: www.Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
Vorsitzender: Bernd Hälterlein, Lütt Dölp 22, 25887 Winnert, E-Mail: Haelterlein@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
2. Vorsitzender: Dr. Wilfried Knief, Neukamp 10, 24253 Probsteierhagen, E-Mail: Knief@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Schriftleitung:

Dr. Barbara Ganter (Schriftleiterin), Schückingstr. 14, 25813 Husum
Tel. 0 48 41 - 6 36 46, E-Mail: Ganter@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
Stefan Wolff (Druckvorlage), Percevalstr. 11, 23564 Lübeck
Tel. 0451 - 12 12 678, E-Mail: Wolff@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de
Manuskripte und Besprechungsexemplare sind an den Schriftleiter zu richten,
Vorschläge für Schriftentausch an: Rolf K. Berndt, Helsingstraße 68, 24109 Kiel

Redaktionsmitglieder:

Rolf K. Berndt, Helsingstraße 68, 24109 Kiel
Dr. Stefan Garthe, Hafentörn 1, 25761 Büsum
Ute Ojowski, Hedenholz 52, 24113 Kiel
Dr. Philipp Schwemmer, Achter ´n Diek 36, 25764 Reinsbüttel

Manuskript-Richtlinien

Um Beachtung der in CORAX 21, Heft 1, Seite 3-4 abgedruckten Richtlinie wird gebeten.

Indexing/abstracting:

The journal is peer-reviewed and indexed/abstracted by Ornithologische Schriftenschau, Referativnyi Zhurnal, Zoological Record.

Vogelkundliche Anfragen und Beobachtungsmitteilungen nehmen die Avifaunistischen Leiter entgegen:**Schleswig-Holstein:**

Bernd Koop
Waldwinkel 12
24306 Plön
Telefon: 0 45 22 - 5 03 55 41
E-Mail: Koop@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Hamburg:

Alexander Mitschke
Hergartweg 11
22559 Hamburg
Telefon: 040 - 81 95 63 04
E-Mail: Alexander.Mitschke@Ornithologie-Hamburg.de

Schriftführer:

Manfred Bohlen, Ellerbeker Weg 107, 24147 Kiel, E-Mail: Bohlen@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Kassenführer:

Karsten Lutz, Bebelallee 55d, 22297 Hamburg, E-Mail: Lutz@Ornithologie-Schleswig-Holstein.de

Anträge um Aufnahme als Mitglied, Adressenänderungen sowie Beitrags- und Spendenzahlungen nimmt der Kassenführer entgegen.

An einer Mitgliedschaft in der OAG Interessierte können auf Anfrage Anmeldeformulare und einzelne Probe-exemplare des CORAX beim Kassenführer erhalten. Ein Beitritt ist auch über die Homepage der OAG möglich (www.Ornithologie-Schleswig-Holstein.de) .

Ältere CORAX-Hefte (bis Band 10 € 5,-, ab Band 11 € 10,-) und Sonderhefte können beim Kassenführer bestellt werden, soweit noch vorrätig.

Der Jahresbeitrag von € 30,- (Jugendliche und in der Ausbildung befindliche Personen € 15,-) ist jeweils bis zum 31. März auf unten genanntes Konto zu überweisen oder per Bankeinzug einziehen zu lassen.

Nr. 156 690 bei der Förde Sparkasse, BLZ 210 501 70

IBAN: DE77 2105 0170 0000 1566 90, BIC: NOLADE21KIE

Beim Eintritt im Laufe des Kalenderjahres ist der volle Jahresbeitrag zu zahlen.

Diese Mitteilungen werden satzungsgemäß an die Mitglieder kostenlos abgegeben und sind im Buchhandel nicht erhältlich.

Titelbild: Austernfischer *Haematopus ostralegus* in der Brandungszone. M. Stock

Herstellung: Strube Druck & Medien OHG

Stimmerswiesen 3, 34587 Felsberg



CORAX

Veröffentlichungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft
für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Kiel

Band 22, Sonderheft 1

November 2014

9. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium 23. bis 25. November 2012 in List/Sylt



Der Königshafen nördlich von List aus der Luft gesehen. Foto: M. STOCK, [www. Wattenmeerbilder.de](http://www.Wattenmeerbilder.de)

Vorwort

In dem vorliegenden Sonderheft des CORAX, der Veröffentlichungen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein und Hamburg (OAG), sind die Beiträge des 9. Deutschen See- und Küstenvogelkolloquiums zusammengefasst, das vom 23. bis 25. November 2012 im Erlebniszentrum Naturgewalten in List auf Sylt stattgefunden hat.

Über 170 Teilnehmer mit Schwerpunkt aus dem Arbeits- und Interessengebiet der Arbeitsgemeinschaft Seevogelschutz haben die Gelegenheit genutzt, sowohl wissenschaftliche Ergebnisse als auch praktische Erfahrungen aus der Naturschutzarbeit in Vorträgen und Postern vorzustellen, zu diskutieren und als Anregungen für die weitere Arbeit zu nutzen. Das Inhaltsverzeichnis zeigt die breite Themenvielfalt und das Offenlegen von Problemen, die heute und leider auch noch morgen insbesondere die See- und Küstenvögel akut gefährden, und wie es um ihren Schutz in der Praxis bestellt ist.

Die Veranstaltung hat deutlich aufgezeigt, dass die schwierige Situation der einzelnen Arten hinlänglich bekannt, die Gründe dafür ermittelt sind, aber die Umsetzung konkreter Schutzmaßnahmen findet in Konkurrenz zu anderen meist wirtschaftlichen Interessen oft nicht die nötige Unterstützung und Förderung. Hier gilt es nach wie vor, der breiten Öffentlichkeit die wichtige Indikatorfunktion der Vögel verständlich zu machen, die deutlich zeigen, wie es um unsere Umwelt wirklich bestellt ist.

Die Durchführung des im zweijährigen Rhythmus stattfindenden Kolloquiums an verschiedenen Standorten der Deutschen Nord- u. Ostseeküste ist immer eine gute Gelegenheit, durch Teilnahme an der Tagung den persönlichen Horizont zu erweitern und die Komplexität aber auch Schönheit unserer Deutschen Küsten zu erfahren.

Eine solche Tagung kann nur gelingen, wenn sich Partner finden, die ihre Kräfte und Kompetenzen bündeln und die viele Arbeit übernehmen. Das war auch bei dieser Tagung der Fall. Mein ganz herzlicher Dank – sicher im Namen aller Teilnehmer und Gäste – gilt den vielen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der OAG für Schleswig-Holstein und Hamburg, der Nationalparkverwaltung für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und des Erlebniszentrums Naturgewalten Sylt, die zum Erfolg beigetragen haben.

Es war eine gelungene Veranstaltung, die in einem beeindruckenden Ambiente eine hervorragende Plattform für gute fachliche und persönliche Kontakte bot, die unsere weitere, gemeinsame Arbeit sicherlich sehr fördern wird.

Rolf DE VRIES
Vorsitzender der AG Seevogelschutz

Veranstalter

Arbeitsgemeinschaft Seevogelschutz

Vorsitzender: Rolf de Vries
Nachtigallenweg 42a, 22926 Ahrensburg
Tel. 04102/ 58553, Fax 04102/ 52235, E-Mail: rdevries@hwk-inter.net

Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V. (OAG)

Lütt Dörp 22, 25887 Winnert
E-Mail: haelterlein@ornithologie-schleswig-holstein.de
www.ornithologie-schleswig-holstein.de

Erlebniszentrum Naturgewalten Sylt

Hafenstrasse 37, 25992 List/ Sylt
Tel. 04651/ 83619-0, Fax 04651/ 83619-55, E-Mail: info@naturgewalten-sylt.de
www.naturgewalten-sylt.de

Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN)
Schlossgarten 1
25832 Tönning
Tel. 04861/ 616-42, Fax 04861/ 616-69, E-Mail bernd.haelterlein@lkn.landsh.de
www.nationalpark-wattenmeer.de/sh

mit finanzieller Unterstützung durch die
Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein

Organisationsteam und Tagungsbüro

Anne Evers, Angelika Kühn, Martin Kühn, Rainer Rehm, Bernd Hälterlein,
Matthias Straßer, Carsten Helderemann und das gesamte Team Naturgewalten Sylt



**Nationalpark
Wattenmeer**

SCHLESWIG-HOLSTEIN



Tagungsort

Erlebniszentrum Naturgewalten Sylt

Im Erlebniszentrum Naturgewalten Sylt erwartet Sie eine Ausstellung zum Anfassen, Ausprobieren und Mitmachen. Auf 1.500 Quadratmetern bekommen große und kleine Forscher in unseren Erlebnisräumen leicht verständlich und spielerisch gezeigt, wie spannend Natur sein kann. Wir informieren Sie über Wetterereignisse, Leben in Watt und Dünen, Küstenschutz und erneuerbare Energien. 800 Quadratmeter Außenbereich sind einem zur Thematik passenden Spielplatz vorbehalten. Bistro und Shop runden unser Angebot ab.

Bei uns haben Sie die einzigartige Möglichkeit, die Kräfte der Nordsee verstehen zu lernen, die die Insel Sylt in besonderer Weise geprägt haben und weiter prägen werden.

Unter www.youtube.com/watch?v=o2b4TR0NJns können Sie sehen, was Sie alles im Erlebniszentrum Naturgewalten Sylt erwartet.

Die erste Station bildet ein großes Luftbild von Sylt, auf dem man herumlaufen oder krabbeln kann. Innerhalb kürzester Zeit können Sie die Insel Sylt komplett überqueren und in Ruhe die kleinen Ortschaften, das Wattmeer oder die Naturschutzgebiete erkunden.

Von der Syltkarte aus gelangen Sie in unsere drei Themenbereiche. Eine Etage höher finden Sie unsere Dachterrasse und Informationen zum Energiekonzept des Hauses.

In „Klima, Wetter, Klimaforschung“ gehen wir Klima- und Wetterphänomenen auf den Grund. Betrachten Sie das Klimageschehen auf der Erde doch einmal aus der Perspektive eines Astronauten! Sehen Sie, wie der Anstieg des Meeresspiegels die Küsten unserer Kontinente verändern kann, und welche Folgen das für die Menschheit hat! Überprüfen Sie in unserer Polarstation, wie Klimaforschung betrieben wird!

In „Leben mit Naturgewalten“ zeigen wir, welche Überlebensstrategien Tiere und Pflanzen entwickelt haben, um mit Naturgewalten wie den Gezeiten, Sturm und Salz zurechtzukommen. Genießen Sie fantastische Tier- und Naturaufnahmen, die exklusiv für das Zentrum gedreht wurden! Verfolgen Sie, wie ein Kegelrobbenjunges auf den Fähranleger verdriftet wurde, und wie die Mutter es dort versorgt! Beobachten Sie im großen Wattungstunnel, wie Muscheln und Krebse im Wattboden ums Überleben

kämpfen! Reisen Sie mit Tausenden von Zugvögeln von Mauretanien über Sylt nach Nordsibirien und zurück!

Der Bereich „Kräfte der Nordsee“ zeigt die Auswirkungen von Wellen, Wind und den Gezeiten. Hören Sie unseren Zeitzeugen zu, wenn sie über ihre Erfahrungen mit Stürmen und Sturmfluten an der Nordsee berichten! Lassen Sie sich am Modell den Einfluss von Sonne und Mond auf Ebbe und Flut erklären! Staunen Sie über das Phänomen der einzigen deutschen Wanderdünen im Norden von Sylt! Probieren Sie im Wellenkanal aus, wie sich unterschiedlicher Wellengang bei steigender Windstärke verändert!

Bei uns bekommen Sie etwas auf die Ohren! Mit unserem Kopfhörer-System können Sie sich je nach Zeit und Interesse an jeder Hörstation einstöpseln und ganz nach Lust und Laune Texte, Geräusche oder Musik abrufen. Sie stellen sich so eine Führung durch unsere Ausstellung ganz individuell zusammen.



Ansicht des Erlebniszentrums Naturgewalten in List. Foto: Volker Frenzel

Vorträge und Poster



Kurzfassung Vortrag



Artikel zum Vortrag/Poster



Kurzfassung Poster



JOHANNES WAHL, FREDI DANNENBURG, MARTIN KÜHN & CHRISTOPHER KÖNIG
ornitho.de - nix Neues an der Küste? 9



PHILIPP SCHWEMMER, STEFAN GARTHE, OLAF GEITER & BERND HÄLTERLEIN
Austernfischersterben während der Kälteperiode im Februar 2012 13



FRANZISKA HILLIG, KLAUS-MICHAEL EXO, GERHARD NIKOLAUS & FRANZ BAIRLEIN
Erste Ergebnisse satellitentelemetrischer Studien zur Lage der Brut- und Winterquartiere
im niedersächsischen Wattenmeer rastender Watvögel 14



JANINA SPALKE, ANSGAR DIEDERICHS, THOMAS GRÜNKORN, JÖRG RASSMUS & GEORG NEHLS
Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste 15



NORBERT KEMPF
Entwicklung des Brandgans-Mauserbstandes im deutschen Wattenmeer von 1988 bis 2014 27



DAGMAR CIMIOTTI, HERMANN HÖTKER & STEFAN GARTHE
Wo ist die Brandgans? Erste Ergebnisse des Satellitentelemetrie-Projektes 44



HERMANN HÖTKER, ANGELA HELMECKE, DOMINIC CIMIOTTI & JOCHEN BELLEBAUM
Uferschnepfen im und am Wattenmeer – Bestandsentwicklungen und Populationsbiologie 45



DOMINIC V. CIMIOTTI, HERMANN HÖTKER, RAINER SCHULZ & JOCHEN BELLEBAUM
Populationsdynamik des Seeregenpfeifers an der Westküste Schleswig-Holsteins 46



MARKUS RISCH
Last orders, please! - Wovon leben Lachseeschwalben in Dithmarschen? 47



NADINE OBERDIEK, JANINA VOSKUH, BIANCA KRUMM & JULIA STAHL
Von Weihen und Mäusen - Erste Ergebnisse nahrungsökologischer Untersuchungen an Kornweihen
auf den Ostfriesischen Inseln, Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ 49



MARTIN STOCK, MARTIN KÜHN & RAINER REHM
Beweidungsexperiment und Gänse auf der Hamburger Hallig 59



CELIA GRANDE, CHRISTINA BEYER & JULIA STAHL
Arktische Gänse als Wintergäste auf Grünland: ein Geländeexperiment zu Schaden und Nutzen .. 61



PIA WINKEL, KLAUS-MICHAEL EXO, HELMUT KRUCKENBERG & JULIA STAHL
Winterkondition von Blessgänsen in nordwestniedersächsischen Rastgebieten 66



SÖNKE MARTENS & VOLKER DIERSCHKE
Das Herings- und Silbermöwen-Farbberingungsprogramm an Nord- und Ostsee 67



ANNA-MARIE CORMAN & STEFAN GARTHE
Ein Seevogel auf Landgang? Flugmuster und Nahrungswahl von Heringsmöwen (*Larus fuscus*) ... 68



HENNING VOLMER, PHILIPP SCHWEMMER & STEFAN GARTHE
Wo sind all die Küken hin? Ursachenforschung zum niedrigen Bruterfolg der Amrumer
Heringsmöwen 69



VEIT HENNIG, CHRISTEL GRAVE, BERND HÄLTERLEIN, MATTHIAS HAUPT, ULI KNIEF, KEES KOFFIJBERG,
MARTIN KÜHN, BJÖRN MARTEN PHILIPPS, RAINER REHM, GUNDOLF REICHERT & MARIA SCHIFFLER
Bruterfolgsmonitoring bei Möwen und Seeschwalben im Wattenmeer 70

	ANDREAS DÄNHARDT & PETER H. BECKER Saisonale Abundanzmuster pelagischer Schwarmfische und die Brutphänologie von Flussseeschwalben	71
	OLAF GEITER, KLAUS GÜNTHER & OTTO OVERDIJK Vom Wattenmeer in den Senegal und zurück - wohin fliegen "unsere" Löffler?	78
	MARTIN MAIER & JULIA STAHL Salzwiesen als Nahrungsquelle für Brutvögel - wie kalorienreich sind die Beutetiere?	79
	CYNTHIA ERB & VEIT HENNIG Brutvögel und Salzwiesen - Ergebnisse des "BASSIA"-Projektes	86
	HARTMUT ANDRETTZKE, GUNDOLF REICHERT & CLAUS SCHULZ Auswirkungen von Lahnungen auf den Bruterfolg von Küstenvögeln - Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung	87
	HARTMUT ANDRETTZKE, PETRA POTEL, GUNTRAM MEIER & GUNDOLF REICHERT Prädatorenmanagement und Brutvogelmonitoring auf Norderney	88
	HENRIETTE SCHWEMMER, NELE MARKONES, STEFAN GARTHE Trendanalysen von Seevögeln in der deutschen Nordsee	89
	JOINT MONITORING GROUP OF BREEDING BIRDS IN THE WADDEN SEA (JMBB) Brutbestandstrends von Küstenvögeln im deutschen Wattenmeer	90
	WALTER DENKER, LISA DUMPE, KLAUS GÜNTHER, BERND HÄLTERLEIN, VEIT HENNIG, CHRISTOPH HERDEN, INKEN MAUSCHERNING & MARKUS RISCH Das Artenschutzprojekt Lachseeschwalbe in Dithmarschen	91
	MATTHIAS HAUPT & ULI KNIEF Untersuchungen zur Populationsdynamik der Brandseeschwalbe auf Hallig Norderoog nach Ringablesungen	92
	JUTTA LEYRER, MAARTEN BRUGGE, ANNE DEKINGA, ANNE EVERS, ANNE SCHRIMPF, GREGOR SCHEIFFARTH, THEUNIS PIERSMA Was macht Dithmarschen für Afro-Sibirische Knutts so attraktiv?	95
	HILGER LEMKE & JEROEN RENEERKENS JUVENILE SANDERLINGE: WIE ERFOLGREICH WAR DIE VERGANGENE BRUTSAISON?	96
	HAUKE DREWS Lagoon habitat complex - diversity in the Baltic. LIFE for waders	99
	THOMAS CLEMENS & MATHIAS HECKROTH Müll am Strand – na und?	100

ornitho.de - nix Neues an der Küste?

Johannes Wahl¹, Fredi Dannenburg², Martin Kühn³ & Christopher König¹

WAHL, J., F. DANNENBURG, M. KÜHN & C. KÖNIG 2014. ornitho.de - nix Neues an der Küste? Corax 22, Sonderheft 1: 9-12.

¹ Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA), An den Speichern 4a, 48157 Münster, E-Mail: wahl@dda-web.de, koenig@dda-web.de

² Wilhelmstr. 6 W47, 25980 Westerland/ Sylt, E-Mail: dannenburg@web.de

³ Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schlossgarten 1, 25832 Tönning, E-Mail: martin.kuehn@lkn.landsh.de

Am 30. Oktober 2011 startete mit ornitho.de das bundesweite Portal zur Meldung von Vogelbeobachtungen. Ein Jahr später waren rund 6.300 Personen angemeldet und die Datensammlung umfasste bereits 2,7 Mio. Datensätze, rund 2,3 Mio. davon stammten aus den ersten zehn Monaten des Jahres 2012. Mit dem Start von ornitho.de wurde das Netzwerk der ornitho-Portale in Europa deutlich erweitert. Es umfasste zu diesem Zeitpunkt bereits weite Teile Frankreichs, Italien, Katalonien, Luxemburg und die Schweiz (WAHL & KÖNIG 2012). Seit dem Frühjahr 2013 ist auch ornitho.at online, so dass nahezu der gesamte deutschsprachige Raum von einem einheitlich aufgebauten System an Onlineportalen zur Meldung von Vogelbeobachtungen abgedeckt wird.

Ornitho.de liegt in der Trägerschaft des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA), in enger Kooperation mit den im DDA organisierten landesweiten avifaunistischen Fachverbänden (u. a. der OAG für Schleswig-Holstein und Hamburg), vielen regional und lokal organisierten Verbänden und Arbeitsgemeinschaften sowie den Fachbehörden des Bundes und der Länder. Mit ornitho.de verfolgen der DDA und seine Partner unter anderem folgende Ziele:

- Das Internetportal soll einen aktuellen Überblick über das avifaunistische Geschehen in Deutschland geben und im Verbund mit entsprechenden Portalen in anderen Ländern in einen europäischen Zusammenhang stellen.
- Es soll avifaunistische Daten an einem Ort zu bündeln, die in geprüfter Form für wissenschaftliche Auswertungen bereitgestellt und im Sinne des Naturschutzes eingesetzt werden sollen.
- Ornitho.de soll an der Vogelwelt Interessierte zusammenführen, Menschen für die Avifaunistik begeistern und die Umweltbildung unterstützen.

Die Nordseeküste ist vermutlich die hinsichtlich der Vogelwelt im Jahresverlauf am besten untersuchte Region in Deutschland. Einerseits liefern die zwischen den Wattenmeer-Anrainern abgestimmten Erfassungen von Brut- und Rastvögeln im Rahmen des Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP) langjährige, wichtige Informationen über Verbreitung, Bestände und Trends von Brut- und Rastvögeln (z. B. KOFFIJBERG et al. 2006, BLEW et al. 2013), andererseits tragen unzählige Vogelbeobachter, die gezielt ins Wattenmeer fahren, um dort Vögel zu beobachten, eine Vielzahl an Beobachtungen zusammen, die für Auswertungen z.B. im Ornithologischen Jahresbericht für Schleswig-Holstein (JEROMIN et al. 2014) und die sog. „Westküsten-Mitteilungen“ zur Verfügung stehen (JEROMIN 2013). Im Rahmen des Vortrags wurde der Frage nachgegangen, in welcherlei Hinsicht ornitho.de vor diesem Hintergrund zu einem Erkenntnisgewinn beitragen kann.

Vorab eine Bemerkung zum Charakter der via ornitho.de übermittelten Daten. Bei diesen handelt es sich um unsystematisch erhobene Daten, d. h. jeder und jedem, der seine Beobachtungen bei ornitho.de eingibt, ist freigestellt, welche Beobachtungen sie oder er meldet. Es gibt somit keinerlei Vorgaben bezüglich der zu meldenden Arten, des Beobachtungszeitpunktes und Ähnliches. Die Beobachter und damit auch die Beobachtungen konzentrieren sich deshalb auch in dicht besiedelten oder für die Vogelbeobachtung attraktiven Regionen, und es wird zu bestimmten Jahreszeiten, an Wochenenden und vermutlich auch an schönen Tagen deutlich intensiver beobachtet. Unsystematisch erhobene Daten (auch als „Zufallsdaten“ oder „Gelegenheitsbeobachtungen“ bezeichnet) haben somit einen grundsätzlich anderen Charakter als die Daten aus den systematischen Erfassungen z.B. im Rahmen Vogelmonitorings, für die feste Vorgaben definiert sind, wie und wann welche Arten zu erfassen sind (SUDFELDT et al. 2012). Beide Typen von Datensätzen haben ihre Vor-

und Nachteile. Sie können sich deshalb nicht ersetzen, aber sehr gut ergänzen. Es ist deshalb wichtig, den Unterschied zwischen systematisch und unsystematisch erhobenen Daten zu kennen, da die unterschiedlichen Eigenschaften weitreichende Auswirkungen darauf haben, wie die Daten ausgewertet und welche Informationen aus ihnen gewonnen werden können (SNÄLL et al. 2011, WAHL 2013, WAHL et al. 2013). Je systematischer die Daten erhoben werden, desto einfacher ist die Datenauswertung. In ornitho.de ist deshalb auch ein halb-systematischer Ansatz umgesetzt, die sog. „Tageslisten“. Auf diesen Listen (im Englischen als „complete lists“ oder „checklists“ bezeichnet) werden alle Arten notiert, die innerhalb des angegebenen Zeitraums in einem Gebiet festgestellt wurden (wobei allerdings ein „Gebiet“ nicht streng definiert ist). Arten, die nicht auf der Liste vermerkt sind, wurden dementsprechend nicht festgestellt. Dieser bezüglich der Abwesenheit von Arten wichtige Umkehrschluss ist bei unsystematisch erhobenen Daten nicht zulässig. Auch die Beobachtungsdauer ist bekannt, eine Information, die unsystematischen Einzelbeobachtungen ebenso fehlt. Aufgrund dieser Eigenschaften bieten Daten aus Tageslisten weitergehende Auswertungsmöglichkeiten, z. B. zur Beschreibung von Veränderungen über die Zeit (Phänologie, Bestandsentwicklung) oder zur Erstellung von Verbreitungskarten (SULLIVAN et al. 2014). Gerade für häufige und weitverbreitete Arten sind Daten aus Tageslisten besonders wertvoll, da diese von den meisten Beobachtern nicht

oder nur zu bestimmten Jahreszeiten gemeldet werden (SNÄLL et al. 2011, WAHL et al. 2013).

Bereits nach einem Jahr war deutlich, dass ornitho.de in vielerlei Hinsicht für die Avifaunistik an der Küste (ebenso wie für das gesamte Bundesgebiet) ein Quantensprung darstellt. Etwas mehr als 50.000 Datensätze wurden alleine für die beiden Kreise Nordfriesland und Dithmarschen an der schleswig-holsteinischen Westküste in den ersten zwölf Monaten, d.h. zwischen dem 1. November 2011 und dem 31. Oktober 2012, eingegeben. Das sind weit mehr, als bislang für diesen Raum für Auswertungen oder die Darstellung des vogelkundlichen Geschehens zur Verfügung standen (JEROMIN 2013). Auch die Anzahl an Personen, die in den ersten zwölf Monaten Beobachtungen in den beiden Kreisen gemeldet haben, liegt deutlich über der Zahl, die bislang Daten für die „Westküstenmitteilungen“ beisteuerten. Neben dem, dass es nun viel einfacher und attraktiver ist, Beobachtungen zu melden und gleichzeitig für sich selbst digital zu archivieren, kommt hinzu, dass man nun nicht mehr wissen muss, wer in einer Region für die Datensammlung zuständig ist. Viele Beobachtungen wurden auch deshalb vor ornitho.de nur in privaten Tagebüchern oder gar nicht notiert. Ein sehr schönes Beispiel hierfür sind die nahezu täglichen Erfassungen des Rast- und Zuggeschehens an der Strandpromenade in Westerland auf Sylt von FD, die nun für Auswertungen zur Verfügung (Abb. 1).

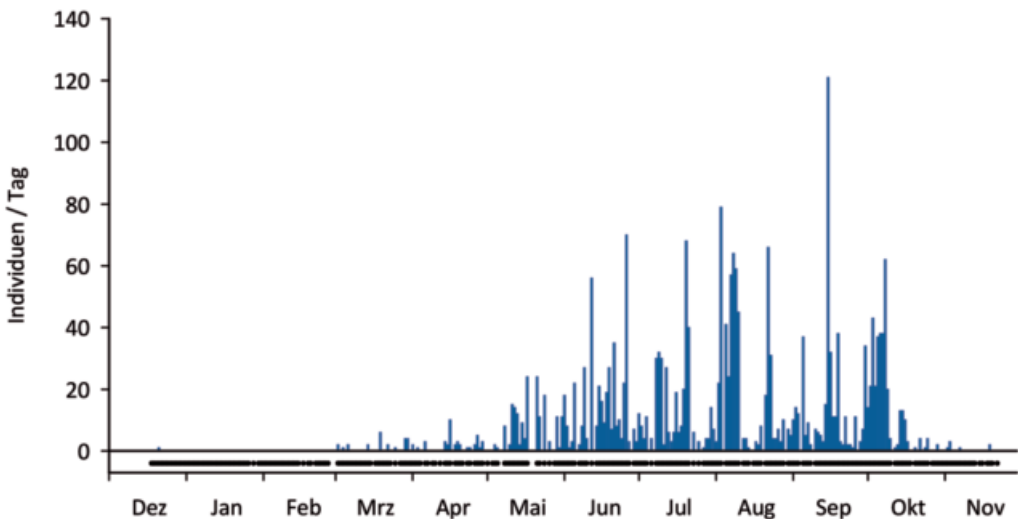


Abb. 1: Jahreszeitliches Auftreten des Basstölpels am Zugplanbeobachtungspunkt „Sylt Westerland Strandpromenade“ zwischen 18.12.2011 und 22.11.2012 nach den Daten von F. DANNENBURG. Erfasst wurde an 291 Tagen (von 340 möglichen). nInd. = 2.376. Beobachtet wurde meist in den ersten zwei bis drei Stunden Morgenstunden.

Über ornitho.de werden auch weitaus größere Personenkreise erreicht und angesprochen, als über die bisherigen Kommunikationswege der Verbände. So waren viele der Melderinnen und Melder den Verbänden vor Ort nicht bekannt, selbst wenn diese in deren Arbeitsgebiet wohnhaft sind. Nach einer anonymen Umfrage unter den neuangemeldeten Personen beteiligten sich mit Stand am 31.10.2012 bundesweit lediglich 32 % an einem der Programme des Vogelmonitorings (64 % nicht, 4 % ohne Antwort; n = 2.534). Die Ansprache weitaus größerer, neuer Personenkreise zeigt sich auch beim Anteil der Frauen unter den Meldern: Mit einem Anteil von nur 10 % sind Frauen im bundesweiten Vogelmonitoring stark unterrepräsentiert; ähnliches gilt für die ornithologischen Fachverbände (WAHL & SUDFELDT 2010). Mit Stand zum 31.10.2013 waren immerhin 17 % der Angemeldeten bei ornitho.de Frauen, Tendenz steigend.

Neben diesen Aspekten ist ornitho.de aber auch in fachlicher Hinsicht eine bedeutende Weiterentwicklung, die unser Wissen über die Vogelwelt in Raum und Zeit in den nächsten Jahren aller Voraussicht nach deutlich erweitern wird. Zwei Beispiele dafür, welche neuen Erkenntnisse und Einblicke ornitho.de bereits nach einem Jahr bereitstellt, sind Berghänfling und Ohrenlerche (Abb. 2). Bundesweite

Verbreitungskarten beider Arten lagen bislang nicht. Die im Rahmen des Vortrags gezeigten Karten waren deshalb vermutlich die ersten Karten, die deren bundesweite Verbreitung zeigten. Obgleich die vorliegenden Daten noch große Lücken aufweisen, so werden doch die beträchtlichen Häufigkeitsunterschiede zwischen nordwest- und nordostdeutschem Tiefland beim Berghänfling deutlich. Im Gegensatz dazu konzentrieren sich die Meldungen der Ohrenlerche nahezu vollständig auf das Wattenmeer. Bis in die 1980er Jahre waren Ohrenlerchen hingegen gerade im nordostdeutschen Binnenland keine Seltenheit: In der Avifauna von Mecklenburg-Vorpommern ist von „lokal manchmal großen Schwärmen“ die Rede (KLAFFS & STÜBS 1987). In der Avifauna von Brandenburg (RUTSCHKE 1983) war sie „Im Winterhalbjahr auf freien Flächen im gesamten Gebiet“ anzutreffen. Die Ohrenlerche hat sich somit offenbar aus dem Binnenland und von der Ostseeküste zurückgezogen. Auch aus den Wintern 2012/13 und 2013/14 wurden dort keine größeren Ansammlungen gemeldet. Das deutet auf einen starken Bestandsrückgang hin. Auch im Wattenmeer wurden starke Bestandsrückgänge bis in die 1980er Jahre festgestellt. Anschließend stiegen die Bestände dort jedoch wieder an (DIERSCHKE & BAIRLEIN 2002).

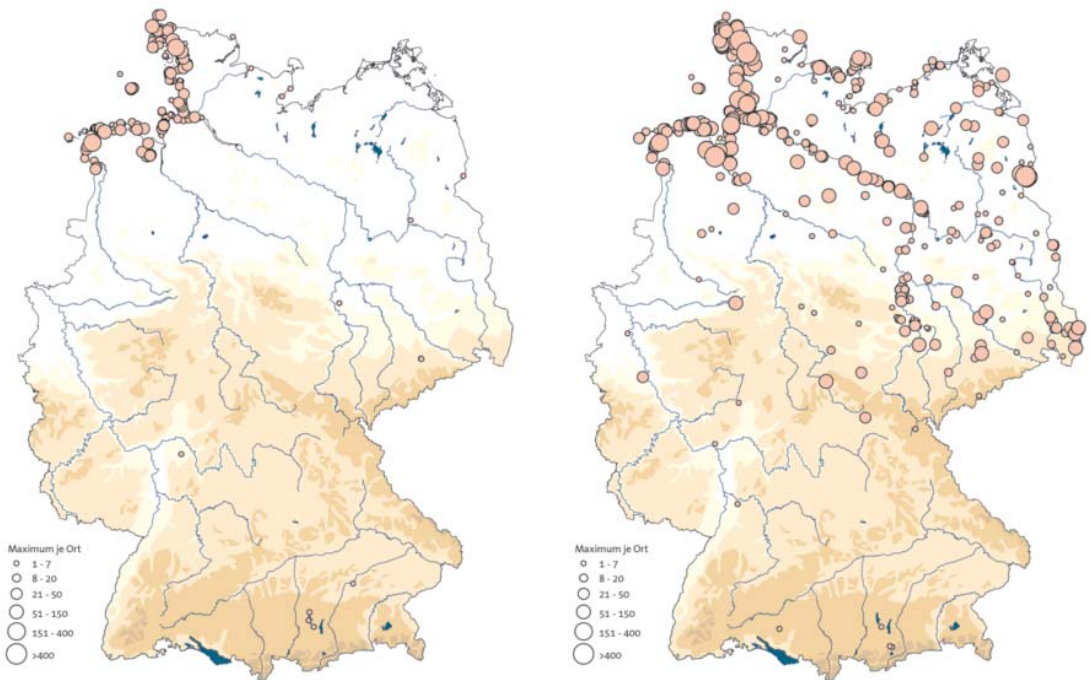


Abb. 2: Verbreitung von Ohrenlerche (links) und Berghänfling (rechts) nach den Daten von ornitho.de im Zeitraum 1. Juli 2011 bis 20. November 2012. Dargestellt sind jeweils die Ortsmaxima.

Inzwischen sind zahlreiche weitere Auswertungen des umfangreichen Datenmaterials von ornitho.de zu Brut- und Rastvögeln erschienen, die ganz unterschiedliche Fragestellungen beleuchten und das stetig wachsende Potenzial der Daten verdeutlichen. Diese finden Sie zum Download auf ornitho.de unter dem Menüpunkt „Publikationen und Auswertungen“.

Dank

Wir danken allen Melderinnen und Meldern für die Bereitstellung Ihrer Beobachtungsdaten auf ornitho.de und den Regionalkoordinatorinnen und -koordinatoren sowie Artspezialisten für die fortwährende und vielerorts zeitaufwändige Prüfung der eingehenden Daten. Und last but not least geht – sicher im Namen aller Melderinnen und Melder – ein herzlicher Dank an den „Erfinder“ der ornitho-Systeme, Gaëtan DELALOYE, und das Team von Bioovision aus der Schweiz für ihren unermüdlichen Einsatz.

Literatur

- BLEW, J., K. GÜNTHER, B. HÄLTERLEIN, R. KLEEFSTRA, K. LAURSEN & G. SCHEIFFARTH (2013): Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 - 2010/2011. Wadden Sea Ecosystem No. 31, Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- DIERSCHKE, J. & F. BAIRLEIN (2002): Why did granivorous birds wintering in the Wadden Sea salt marshes decline? *Ardea* 90 (special issue): 471–477.
- JEROMIN, K. (2013): Westküstenmitteilung 113. Rundschreiben der OAG für Schleswig-Holstein und Hamburg 1/2013: 5–51.
- JEROMIN, K., B. KOOP, R. K. BERNDT & M. KÜHN (2014): Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 2006–2008. *Corax* 22: 337–477.
- KLAFFS, G. & J. STUBS (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. Gustav Fischer Verlag, 3. Aufl., Jena.
- KOFFIJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTE & 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, Germany.
- RUTSCHKE, E. (1983, Hrsg.): Die Vogelwelt Brandenburgs. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SNÄLL, T., O. KINDVALL, J. NILSSON & T. PÄRT (2011): Evaluating citizen-based presence data for bird monitoring. *Biol. Cons.* 144: 804–810.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, J. WAHL, K. BERLIN, T. GOTTSCHALK, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE & S. TRAUTMANN (2012): Vogelmonitoring in Deutschland – Programme und Anwendungen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 119, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- SULLIVAN, B. L., J. L. AYCRIFF, J. H. BARRY, R. E. BONNEY, N. BRUNS, C. B. COOPER, T. DAMOULAS, A. A. DHONDT, T. DIETTERICH, A. FARNSWORTH, D. FINK, J. W. FITZPATRICK, T. FREDERICKS, J. GERBRACHT, C. GOMES, W. M. HOCHACHKA, M. J. ILIFF, C. LAGOZE, F. A. LA SORTE, M. MERRIFIELD, W. MORRIS, T. B. PHILLIPS, M. REYNOLDS, A. D. RODEWALD, K. V. ROSENBERG, N. M. TRAUTMANN, A. WIGGINS, D. W. WINKLER, W.-K. WONG, C. L. WOOD, J. YU & S. KELLING (2014): The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. *Biol. Cons.* 169: 31–40.
- WAHL, J. (2013): Welche zusätzlichen Erkenntnisse liefern die Zufallsdaten aus ornitho.de für das Monitoring rastender Wasservögel? *Vogelwarte* 51: 310–311.
- WAHL, J. & C. KÖNIG (2012): ornitho.de mit fulminantem Start. *Falke* 59: 96–99.
- WAHL, J., C. KÖNIG & S. STÜBING (2013): Welchen Beitrag kann ornitho.de zur Erforschung des Vogelzugs leisten? *Falke* 60, Sonderheft 2013: 70–72.
- WAHL, J. & C. SUDFELDT (2010): Ehrenamtliches Engagement im Vogelmonitoring in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 95: 199–230.

Austernfischersterben während der Kälteperiode im Februar 2012*

Philipp Schwemmer¹, Stefan Garthe¹, Olaf Geiter², Bernd Hälderlein³

SCHWEMMER, P., S. GARTHE, O. GEITER & B. HÄLTERLEIN 2014. Austernfischersterben während der Kälteperiode im Februar 2012. Corax 22, Sonderheft 1: 13.

Anfang bis Mitte Februar 2012 kam es zu einem plötzlichen Kälteeinbruch in Mitteleuropa. Die plötzlich eintretenden hohen Minusgrade bis unter -16°C hatten zur Folge, dass sich Wattflächen rasch mit Eis bedeckten und eisfreie Flächen zur Nahrungssuche schnell knapp wurden. Im Zuge dieses Kälteeinbruches kam es zu einem Massensterben verschiedener Limikolenarten. Es wurden insgesamt über 1.000 verendete Austernfischer, jeweils über 100 Knutts, Alpenstrandläufer und Rotschenkel registriert. Die wichtigsten Fundorte im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer lagen in Büsum und auf Amrum. Bedingt durch die hier vorherrschenden großen Prielsysteme blieben Wattflächen in diesen Gebieten am längsten eisfrei. Dort konzentrierten sich die Nahrung suchenden Vögel.

In schnell organisierten Sammelaktionen gelang es MitarbeiterInnen der Schutzstation Wattenmeer, des Vereins Jordsand, des Öömrang Ferian sowie den Nationalpark-Rangern unter anderem fast 400 verendete Austernfischer zu bergen und zu weiteren Untersuchungen an das Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) zu überführen. Hier wurden die Tiere gewogen und vermessen, es wurden Alter und Geschlecht bestimmt und Organproben entnommen.

Unter den registrierten Austernfischern waren insgesamt fast 20, die durch Ringe gekennzeichnet waren. Die Ringfunde mit den größten zurückgelegten Entfernungen stammten aus dem nördlichen Norwegen (nördlich des Polarkreises) und aus dem schwedischen Teil der Ostsee. Der überwiegende Teil der Austernfischer wurde im Wattenmeer bzw. auf Helgoland beringt. Der älteste Vogel war mindestens 32 Jahre alt.

Der überwiegende Anteil der gefundenen Austernfischer waren Jungvögel (63 %). Es wurde ein höherer Anteil an Männchen gefunden (64 %). Fast alle gefundenen Individuen waren tödlich abgemagert, zeigten eine Brustmuskulatur von 0 und kaum oder gar kein Eingeweide- bzw. Unterhautfett. Das mittlere Gewicht der Austernfischer lag bei 320 g und somit bei Weitem unter den für Austernfischer zu erwartenden Werten. Die Mägen fast aller Tiere waren bis auf wenige Reste leer.

Die Biometrie des Schnabels und die entsprechenden Abnutzungsspuren ließen bei den meisten Tieren eine Hammer- oder Meißeltechnik vermuten, während es nur wenige Individuen mit Pfiernschnäbeln gab. Einige wenige Tiere zeigten Infektionen verschiedener innerer Organe, die offensichtlich jedoch nicht in direkter Verbindung mit dem Kältetod standen.

Das entnommene Organmaterial wird für weitergehende Studien verwendet: So wurden Proben der Lunge von der Universität Bonn auf den Befall von Viren hin überprüft. Von Vögeln im 1. Kalenderjahr wurden Federproben entnommen, die mit Hilfe von Analysen stabiler Wasserstoffisotope Aufschlüsse über den Schlupfort und somit weitere Einblicke in das Zuggeschehen von Austernfischern entlang des East Atlantic Flyway geben können. Das Untersuchungsprotokoll wurde mit niederländischen Kollegen abgestimmt, sodass eine länderübergreifende Nutzung der Daten möglich ist.

¹ *Forschungs- und Technologiezentrum Büsum, Universität Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum, E-Mail: schwemmer@ftz-west.uni-kiel.de*

² *Institut für Vogelforschung, "Vogelwarte Helgoland", An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven, E-Mail: olaf.geiter@ifv-vogelwarte.de*

³ *Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schlossgarten 1, 25832 Tönning, E-Mail: bernd.haelterlein@lkn.landsh.de*

* veröffentlicht als: SCHWEMMER, P., B. HÄLTERLEIN, O. GEITER, K. GÜNTHER, V. M. CORMAN & S. GARTHE 2014. Weather-related Winter Mortality of Eurasian Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in the Northeastern Wadden Sea. Waterbirds 37 (3): 319-330.

Erste Ergebnisse satellitentelemetrischer Studien zur Lage der Brut- und Winterquartiere im niedersächsischen Wattenmeer rastender Watvögel

Franziska Hillig¹, Klaus-Michael Exo¹, Gerhard Nikolaus² & Franz Bairlein¹

HILLIG, F., K.-M. EXO, G. NIKOLAUS & F. BAIRLEIN 2014. Erste Ergebnisse satellitentelemetrischer Studien zur Lage der Brut- und Winterquartiere im niedersächsischen Wattenmeer rastender Watvögel. Corax 22, Sonderheft 1: 14.

Das Wattenmeer ist das bei Weitem wichtigste Rastgebiet für Watvögel des ostatlantischen Zugwegsystems. Obwohl das Wattenmeer vor nunmehr über 25 Jahren unter Schutz gestellt wurde, nahmen die Bestände von über 40% der Rastvogelarten des Wattenmeeres in den letzten Jahrzehnten ab, die Ursachen für die Rückgänge sind weitgehend unbekannt. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die Jahreslebensräume bisher nur in groben Zügen bekannt sind. Die meisten im Frühjahr und Herbst im Wattenmeer rastenden Watvogelarten sind Langstreckenzieher, sie brüten in der Arktis und überwintern an der europäischen bzw. westafrikanischen Atlantikküste, vor allem die genaue Lage der Brutgebiete ist weitgehend unbekannt.

Zur Analyse der Zugrouten bzw. der Lage der Brut- und Überwinterungsgebiete im niedersächsischen Wattenmeer rastender Watvögel wurden vom IfV im Rahmen eines Kooperationsprojektes mit der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, dem IBU der Universität Oldenburg und dem Institut für Wasservogel- und Feuchtgebietenökologie e.V. (vgl. Beitrag WINKEL et al., S. 66) in 2011/12 erstmals vierzehn Kiebitzregenpfeifer *Pluvialis squatarola* und acht Pfuhschnepfen *Limosa lapponica* mit Satellitensendern markiert. Kiebitzregenpfeifer wurden mit den leichtesten weltweit verfügbaren solarbetriebenen Satellitensendern ausgerüstet, mit 5 g Sendern, Pfuhschnepfen mit leistungsstärkeren 12 g Sendern. In beiden Fällen wurden die Sender mittels eines „leg-loop harness“ aus Teflonband auf dem Rücken der Vögel befestigt. Bei dieser Art der Befestigung werden die Schlaufen der Sender um die Beine geführt, damit sitzt der Sender immer sicher, unabhängig von Gewichtszunahmen in Folge einer Fettdeposition.

Kiebitzregenpfeifer und Pfuhschnepfen verließen das Niedersächsische Wattenmeer in beiden Jahren innerhalb weniger Tage gegen Ende Mai. Die Brutgebiete lagen im Wesentlichen auf Yamal und Taymir. Die Winterquartiere erstreckten sich vom Wattenmeer über die französische Atlantikküste bis nach Guinea-Bissau. Der Frühjahrszug verlief wesentlich zügiger als der Herbstzug: Auf dem Zug vom Wattenmeer in die knapp 5000 km entfernten Brutgebiete rasteten Kiebitzregenpfeifer im Mittel zweimal, auf dem Rückzug hingegen dreimal. Die mittleren Fluggeschwindigkeiten lagen bei 67 km / Stunde bzw. 55 km / Stunde (Frühjahr bzw. Herbst). Jahreszeitliche Mortalitätsmaxima scheinen in die Periode des Frühjahrs- und Herbstzuges zu fallen. Die vorgestellten Daten liefern die Basis für Analysen der Jahreslebensräume und damit für international abgestimmte Schutzkonzepte.

Mit Mitteln des Bundesamtes für Naturschutz und der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung.

¹ Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven, E-Mail: franziska.hillig@ifv-vogelwarte.de, michael.exo@ifv-vogelwarte.de

² Feldweg 87, 27474 Cuxhaven

Trauerenten (*Melanitta nigra*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste

Janina Spalke¹, Ansgar Diederichs¹, Thomas Grünkorn¹, Jörg Rasmus² & Georg Nehls¹

SPALKE, J., A. DIEDERICHS, T. GRÜNKORN, J. RASSMUS & G. NEHLS 2014. Trauerenten (*Melanitta nigra*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. Corax 22, Sonderheft 1: 15-25.

Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist für die Trauerente von internationaler Bedeutung als Überwinterungs- und Mauergebiet. Das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) hat Sandentnahmen westlich von Sylt genehmigt, da im Rahmen der FFH-Erheblichkeitsprüfung hinsichtlich des günstigen Erhaltungszustands der Trauerente erhebliche Auswirkungen des Vorhabens ausgeschlossen werden konnten (GFN 2011). Dennoch wurden die im Rahmen der Untersuchungen zur FFH-Verträglichkeitsprüfung erhobenen Trauerentenverbreitungsdaten hinsichtlich möglicher kohärenzsichernder Managementmaßnahmen ausgewertet.

Es wurden innerhalb von zwei Jahren 43 Flugzeußerfassungen nach standardisierter Methode durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich von der Nordspitze Sylts bis zur Eidermündung mit in Ost-West-Richtung verlaufenden Transekten von 20-60 km Länge. Aus den erfassten Trauerenten-Sichtungen wurden Dichten für jeden Flug sowie zusammengefasst über die Winterflüge in einem 3x3 km-Raster errechnet. Diese Ergebnisse wurden kartografisch dargestellt. Dabei zeigte sich, dass innerhalb des Vogelschutzgebietes in fast jeder Zelle Trauerenten im Winter vorkommen. Ausnahmen hiervon bilden lediglich die Seegats (Hörnuntief, Hever, Rütergat), in denen starke Strömungen vorkommen. Die Verbreitung reichte etwa bis an die 20 m-Tiefenlinie heran. Hohe Dichten wurden vor allem westlich von Sylt und weit im Westen an der 20 m-Linie festgestellt sowie vor den Außensänden, westlich der Eidermündung und im Bereich Amrumbank. Im südlichen Teil nehmen die Dichten insgesamt ab. Dieses Verbreitungsmuster konnte auch statistisch mit Hilfe einer Cluster-Analyse und ANOVA abgesichert werden.

Die vorliegenden Ergebnisse aus den Flugzeußerfassungen sollen für einen Abschlussbericht hinsichtlich verschiedener Umweltparameter untersucht werden, die die Verbreitung der Trauerente beeinflussen könnten. Aus den zusammengetragenen Ergebnissen sollen Management-Empfehlungen für die Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Küste abgeleitet werden.

¹ BioConsult SH GmbH & Co. KG, Schobüller Str. 36, 25813 Husum, j.spalke@bioconsult-sh.de

² GfN mbH, Stuthagen 25, 24113 Molfsee

Einleitung

Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist für die Trauerente von internationaler Bedeutung als Überwinterungs- und Mauergebiet. Durch die Ausweisung weiter Teile dieses Bereichs als Nationalpark („Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) und Vogelschutzgebiet („Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ [DE0916491]) unterliegen diese einem Schutz und bestimmte Nutzungen wie z. B. die Jagd sind ausgeschlossen. Dennoch gibt es immer wieder Nutzungen und Eingriffe, die die Schutz- und Erhaltungsziele beeinträchtigen können.

Mit Beschluss vom 23.10.2012 hat das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) die Änderung des am 11.02.2010 planfestgestellten bergrechtlichen Rahmenbetriebsplanes für die Gewinnung von Seesand aus dem Bewilligungsfeld Westerland III in den Teilgebieten 1a-2d zugelassen.

Das geplante Gebiet befindet sich ca. 5 km westlich der Insel Sylt in Wassertiefen zwischen 12 m und 15 m und hat eine Flächengröße von etwa 70 km² (Abb. 1). Es liegt innerhalb der beiden o. g. Schutzgebiete.

Es stellen sich durch die Sandentnahme in Bezug auf die Trauerente folgende Fragen:

- Wie wirkt sich die Sandentnahme auf die Winterpopulation der Trauerente im EU-Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ aus?
- Wie ist die räumliche Verteilung der Trauerenten in Bezug zu den Flächen der Sandentnahme?
- Welcher Anteil des Winterrastbestands wird von der Sandentnahme beeinträchtigt?
- Welche Faktoren beeinflussen die Verteilung der Trauerente? Welche Managementempfehlungen lassen sich daraus ableiten?

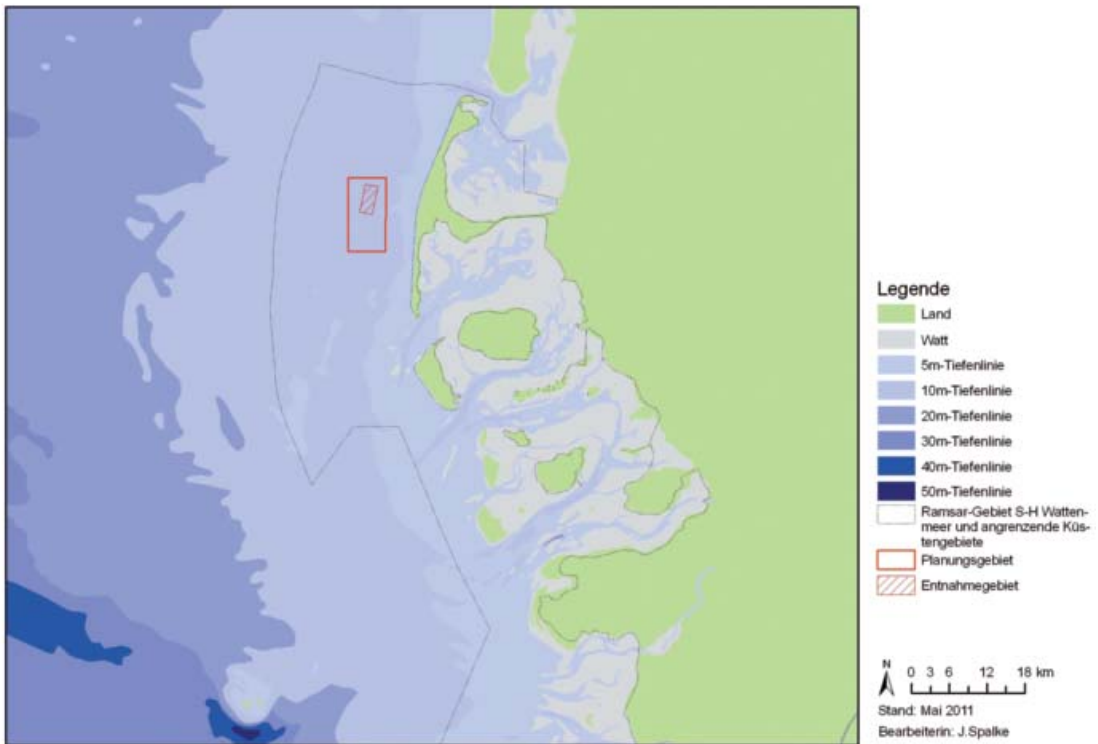


Abb.1: Lage der geplanten Sand-Entnahmeflächen vor der Küste Sylts.

Fig. 1: Position of the planned sand extraction area off the coast of the island of Sylt.

Im Rahmen der FFH-Erheblichkeitsprüfung für das “Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ konnten hinsichtlich des günstigen Erhaltungszustands der Trauerente erhebliche Auswirkungen des Vorhabens ausgeschlossen werden (GFN 2011).

Dennoch hat der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN) die Arbeitsgemeinschaft der Planungsbüros BioConsult SH und GfN beauftragt, die im Rahmen der Untersuchungen zur FFH-Verträglichkeitsprüfung erhobenen Trauerentenverbreitungsdaten hinsichtlich möglicher kohärenzsichernder Managementmaßnahmen für diese Art auszuwerten. Die Aufstellung von Managementplänen für NATURA 2000-Gebiete bezieht sich auf §32(3) u. (5) Bundesnaturschutz-Gesetz (BNatSchG). Die Aussagen und Erkenntnisse dieser Untersuchung dienen dem Schutz und Erhalt der Art sowie der Beurteilung von Eingriffen und der Ableitung möglicher Kompensationsmaßnahmen. Es wurden hierfür Zählflüge im Bereich der Westküste zwischen Eidermündung und List ausge-

wertet sowie mögliche Parameter untersucht, die einen Einfluss auf die Trauerentenverbreitung haben können.

Methoden

Flugzeugerkassungen

Für die Erfassung der Trauerenten aus dem Flugzeug wurde ein zweimotoriges hochflügeliges Propellerflugzeug (Partenavia P68) genutzt, das auf den Sitzen hinter Pilot und Copilot mit nach außen gewölbten Fenstern, sogenannten „bubble-windows“ ausgestattet ist. Die Erfassung erfolgte entlang paralleler Transekte bei einer Geschwindigkeit von 180 km/h (100 Knoten) in einer Höhe von 250 ft (76 m). Ein GPS zeichnete alle 3 Sekunden (alle 150 m) die Position auf und drei erfahrene Beobachter sprachen kontinuierlich alle Vogelbeobachtungen auf ein Diktafon. Ein Beobachter saß auf der linken Seite hinter dem Piloten (1. Hauptzähler), ein zweiter Beobachter saß auf der rechten Seite hinter dem Copiloten-Sitz (2. Hauptzähler) und ein dritter Beobachter saß hinter diesen und erfasste abwechselnd parallel zu einem der beiden vor ihm sitzenden

Hauptzähler (Kontrollzähler). Die Unabhängigkeit der von den einzelnen Zählern erhobenen Daten ist sichergestellt, da die Zähler sich aufgrund der Lautstärke im Flugzeug und des Gehörschutzes während der Erfassung gegenseitig nicht hören konnten. Je Beobachtung wurden Art, wenn möglich Alter und Geschlecht, Anzahl, Verhalten (schwimmend, fliegend, flüchtend, tauchend), Abstand zur Transektlinie (in Abstandsklassen, sogenannten Transektbändern) und die sekundengenaue Uhrzeit anhand mit der GPS-Zeit (UTC) synchronisierter Digitaluhren festgehalten. Hierdurch konnten jeder Beobachtung bei der Datenauswertung durch die Verknüpfung von Beobachtungs- und GPS-Zeit Koordinaten zugewiesen werden. Auf jeder Seite des Flugzeugs wurden parallel zur Flugrichtung vier Abstandsklassen („Bänder“) definiert, deren Grenzen mit Hilfe von Winkelmessern, die jeder Zähler zur Hand hat, bestimmt werden (Abb. 2). Ab September 2010 wurde das bisherige Band A in die Bänder A1 und A2 (Winkel 40°) unterteilt (Abb. 2, rechte Hälfte), um eine differenziertere Datengrundlage für die Auswertung der Daten mit dem Auswertungsprogramm DISTANCE (THOMAS et al. 2010) zu ermöglichen. Diese Auswertung wurde für etwa die erste Hälfte aller durchgeführten Flüge parallel mit der Dichteberechnung nach dem Methodenstandard zur Untersuchung von Offshore-

Windparks (Standarduntersuchungskonzept (StUK), BSH 2007) durchgeführt. Da die Ergebnisse der beiden Auswertungen jedoch sehr ähnlich waren und die StUK-Methodik für FFH-Verträglichkeitsprüfungen anerkannt ist, wurde im weiteren Verfahren nur noch diese Art der Dichteberechnung durchgeführt.

Da nur den beiden vorderen Beobachtern gewölbte Fenster zur Verfügung standen, war das Transektband D nur für diese, nicht aber für den dahinter sitzenden dritten Beobachter einsehbar.

Die Erfassung von Seevögeln kann durch Seegang und ungünstige Sichtbedingungen erheblich eingeschränkt werden. Daher wurden Flüge nur bei guten Sichtbedingungen, das heißt bei einer maximalen Windgeschwindigkeit von 10 kn (5 m/s) und bei einer Sichtweite von mindestens 5 km durchgeführt. Da sich Wetterbedingungen auf See schnell ändern können, registrierten die Beobachter zu jedem Transektanfang und wann immer sich die Bedingungen änderten, die Stärke des Seegangs auf einer siebenstufigen Skala (PETERSEN 1927), Sichtbedingungen abhängig von eventuellem Gegenlicht oder Reflexion auf der Wasseroberfläche (1 = gut, 2 = moderat, 3 = nicht ausreichend) und Grad der Bewölkung in Achteln. Beobach-

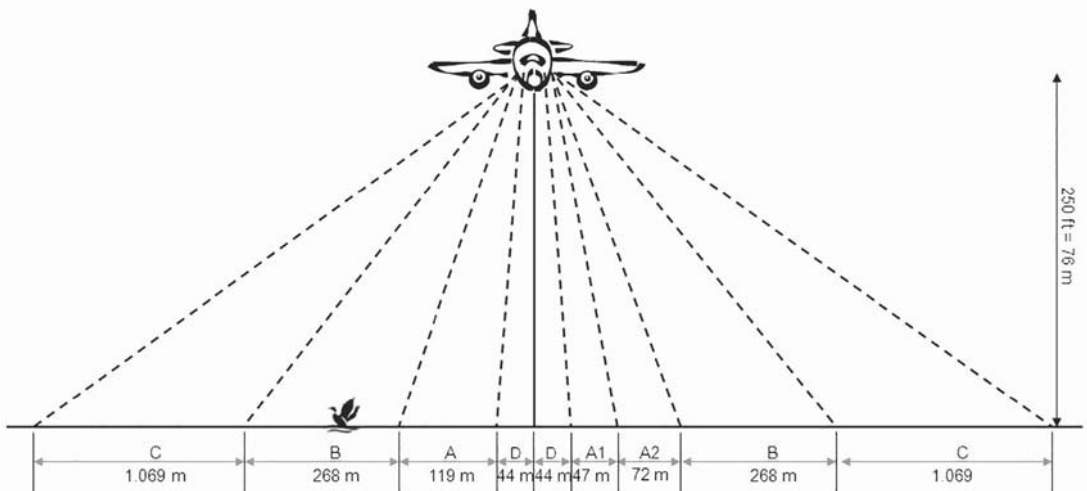


Abb. 2: Mit Hilfe von Winkelmessern eingemessene Transektbänder bei einer Flughöhe von 76 m. Band D: 90° - 60° (Entfernung zur Transektlinie: 0-44 m, Bandbreite: 44 m; dieses Transektband ist nur von den „Bubble-windows“ aus einzusehen), Band A: 60° - 26° (Entfernung zur Transektlinie: 45-164 m, Bandbreite: 119 m), Band B: 25° - 10° (Entfernung zur Transektlinie: 165-431 m, Bandbreite: 268 m), Band C: $> 10^\circ$ (Entfernung zur Transektlinie: > 431 m, Bandbreite 1.069 m). Seit September 2010 wird das Band A unterteilt in die Bänder A1 und A2 (40° , Entfernung zur Transektlinie: 91 m).

Fig. 2: By protractor measured transect bands in a flight height of 250 ft. Band D: 90° - 60° (distance to transect line: 0-44 m, width: 44 m; this transect band is only visible by the bubble windows), band A: 60° - 26° (distance to transect line: 45-164 m, width: 119 m), band B: 25° - 10° (distance to transect line: 165-431 m, width: 268 m), band C: $> 10^\circ$ (distance to transect line: > 431 m, width: 1.069 m). Since September 2010 the transect band A is divided into A1 and A2 (40° , distance to transect line: 91 m).

tungen, die unter nicht optimalen Bedingungen erfolgten (Seegang > 3, Reflektion = 3 oder Sicht < 5 km), wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt, und der Flugaufwand wurde dementsprechend korrigiert.

Datenaufbereitung und Dichteberechnung

Für die Auswertung der Daten wurden nur Sichtungen der beiden Zähler an den „bubble-windows“ verwendet, die unter guten bis moderaten Beobachtungsbedingungen erzielt worden waren. Diese Sichtungen wurden mit einem 3x3 km-Raster, das über das Untersuchungsgebiet gelegt worden ist, im GIS verschnitten, um die Anzahl der Trauerenten in den einzelnen Rasterzellen pro Flug zu ermitteln. Weiterhin wurde der Flugaufwand jedes Fluges mit dem 3x3 km-Raster verschnitten, um die zurückgelegte Flugstrecke pro Rasterzelle und Flug zu erhalten. Für jeden Flug lagen somit für jede Rasterzelle die Anzahl der gesichteten Trauerenten sowie die jeweilig pro Rasterzelle unter auswertbaren Bedingungen zurückgelegte Flugstrecke vor.

In die Berechnung von Dichtewerten nach StUK (BSH 2007) für jede Rasterzelle gingen ausschließlich Sichtungen aus Transektband A der jeweiligen Rasterzelle ein. Das Band A hat eine Breite von 119 m (Abb. 3). Der Erfassungsaufwand (abgesuchte Fläche) errechnet sich entsprechend aus geflogener Strecke innerhalb der jeweiligen Rasterzelle multipliziert mit 2x119 m bei beidseitiger Erfassung oder aus geflogener Strecke multipliziert mit 1x119 m, wenn z. B. blendendes Gegenlicht durch reflektierten Sonnenschein oder zu starke Wolkenreflexion von der Wasseroberfläche nur eine einseitige Erfassung auf der Sonnen-abgewandten Seite zuließ (Abb. 3). Die Dichte berechnet sich für jede einzelne Rasterzelle wie folgt:

$$D \left(\frac{\text{Ind.}}{\text{km}^2} \right) = \frac{\text{NTE}}{\text{Flugstrecke [m]} * \text{Breite Band A [m]} * 2} * 1.000.000$$

wobei NTE die Summe der Trauerenten-Sichtungen in Band A der jeweiligen Rasterzelle ist, die Flugstrecke [m] die zurückgelegte Strecke innerhalb der jeweiligen Rasterzelle ist und die Breite von Band A 119 m beträgt. Die Multiplikation mit zwei gilt nur, wenn auf beiden Seiten des Flugzeugs gute bis moderate Sichtbedingungen herrschten. Die errechneten Dichten in den Rasterzellen wurden kartografisch dargestellt.

Bis März 2011 und wiederum ab Juni 2011 umfasste das Transektdesign 32 Transekte mit einer Länge von 23 bis 40 km in einer Ost-West-Ausrichtung (Abb. 4). Der Ab-

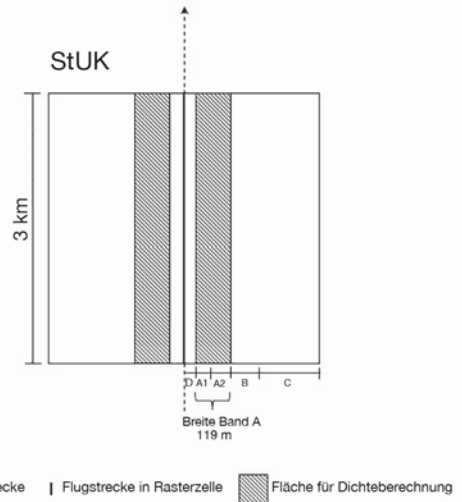


Abb. 3: Herleitung des Flächenbezugs für die Dichteberechnung nach StUK (BSH 2007).

Fig. 3: Getting the area for density estimation after StUK (BSH 2007).

stand der Transekte zueinander betrug 3 km und die effektive Zählstrecke betrug 900 km. Mit den Wendeschleifen und dem An- und Abflug betrug die Gesamtflugstrecke über 1.100 km. Von März bis Mai 2011 wurde in Absprache mit dem LKN das Transektdesign geändert, da immer wieder große Trauerententrupps weit im Westen beobachtet worden waren, die durch das ursprüngliche Transektdesign nicht abgedeckt wurden. Deshalb wurden die Transekte nach Westen hin verlängert, dafür wurde nur noch jede zweite Transektlinie geflogen (Abb. 5). Der Abstand der Transekte betrug bei diesem geänderten Transektdesign also 6 km und die Länge der Transekte lag zwischen 50 und 60 km. Die effektive Zählstrecke betrug 870 km, der Gesamtflugaufwand etwa 1.000 km. Für die Erfassung der Sommerverbreitung der Trauerenten, wurde die Befliegung ab Juni 2011 wieder im ursprünglichen Transektdesign durchgeführt. Dieses Transektdesign wurde bis zum Ende der Erfassungen im März 2012 beibehalten.

Ergebnisse

Allgemeine Übersicht

Während der gesamten Untersuchung wurden 43 Flüge durchgeführt. Weitere 14 Befliegungen liegen für den nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets aus den Jahren 2007/2008 vor.



Abb. 4: Transectdesign zur Erfassung der Trauerente für die meisten Flüge.

Fig. 4: Transect design for Common Scoter surveys for most flights.

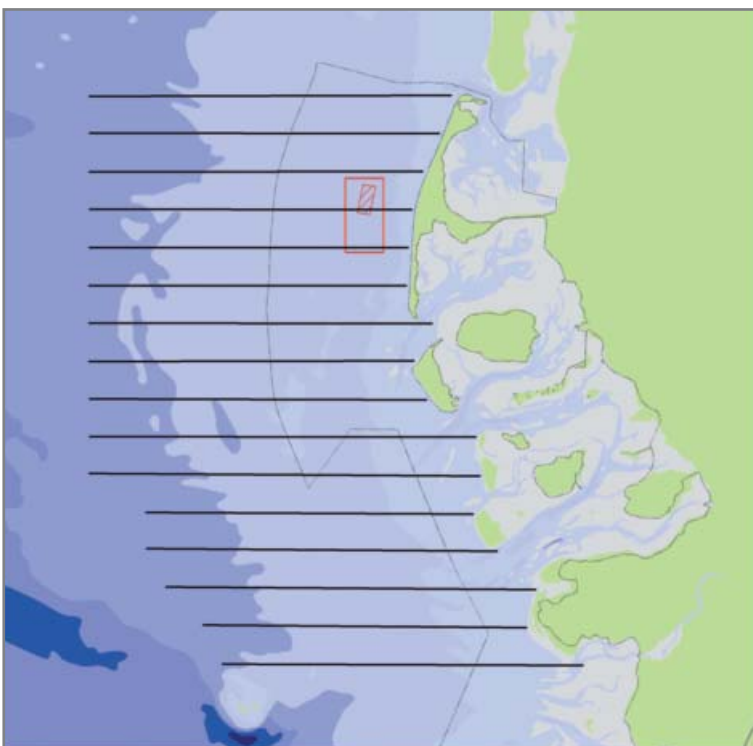


Abb. 5: Modifiziertes Transectdesign mit nach Westen verlängerten Transekten zur Erfassung der Verbreitungsgrenze der offshore im Untersuchungsgebiet überwinternden Trauerenten.

Fig. 5: Modified transect design with extended transects to the west to cover the distribution boundary of the offshore wintering Common Scoters.

Es konnten während der Erfassungsjahre 2010 bis 2012 in jedem Monat mindestens zwei Flüge durchgeführt werden (Abb. 6). Am besten abgedeckt ist der März mit acht (bzw. unter Einbeziehung aller Daten zehn) Flügen. Im Februar und September konnten jeweils fünf (bzw. sechs) Flüge durchgeführt werden, wohingegen im Mittwinter aufgrund der häufig schlechten Witterung (zu viel Wind bzw. an windstillen Tagen häufig Nebel) eine geringere Abdeckung vorliegt.

Winterverbreitung

Die über alle Flüge im Winterhalbjahr gemittelten Dichten zeigen die räumliche Verteilung der Trauerenten im Untersuchungsgebiet (Abb. 7). Dabei zeigt sich, dass innerhalb des Vogelschutzgebietes in fast jeder Zelle Trauerenten im Winter vorkommen. Ausnahmen hiervon bilden lediglich die Seegats (Hörnuntief, Hever, Rütergat), in denen starke Strömungen vorkommen. Auch außerhalb des Vogelschutzgebiets sind Trauerenten gesichtet worden. Die Verbreitung reichte ziemlich genau

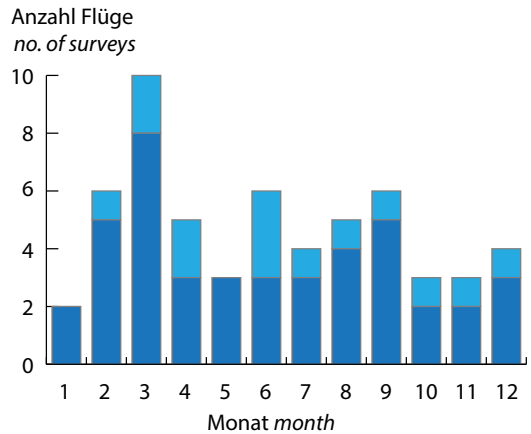


Abb. 6: Anzahl durchgeführter Trauerenten-Erfassungsflüge pro Monat. Es sind neben den aktuellen Befliegungen aus den Jahren 2010 bis 2012 (dunkelgrau) auch die Flüge aus den Jahren 2007/2008 mit aufgeführt (hellgrau).

Fig. 6: Number of conducted Common Scoter surveys per month. Actual surveys 2010-2012 dark grey, surveys 2007/2008 light grey.

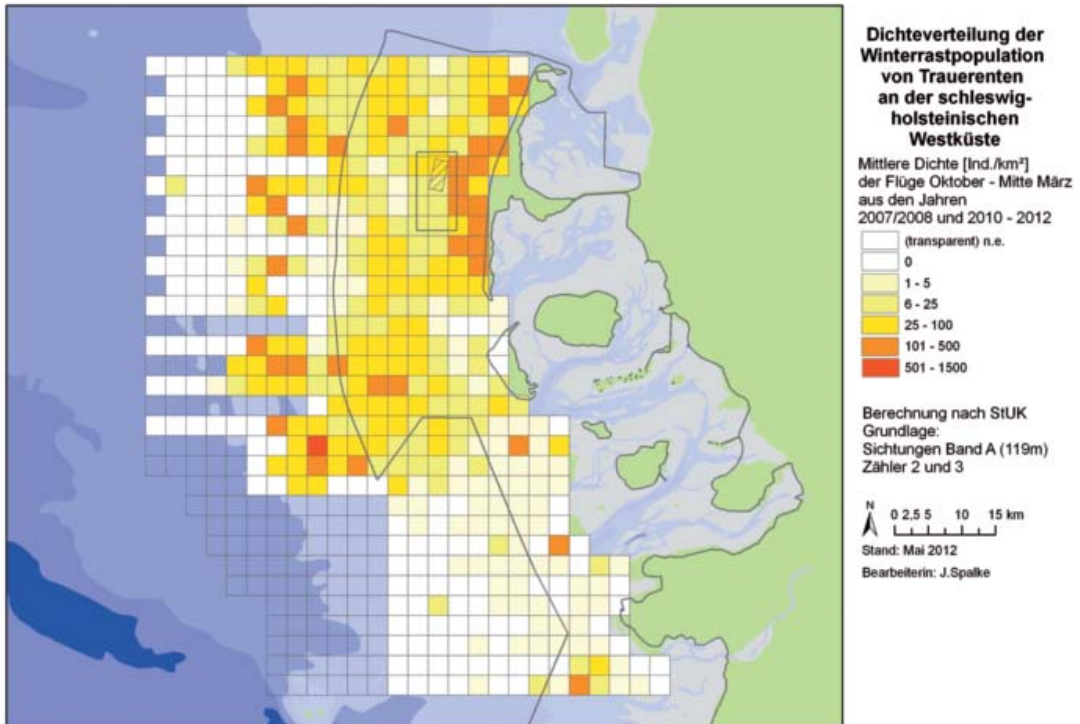


Abb. 7: Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste gemittelt für alle Winterflüge (Oktober – März) aus den Jahren 2007/2008 und 2010 – 2012.

Fig. 7: Density distribution of Common Scoters at the Schleswig-Holstein west coast averaged for all winter surveys (October – March), years 2007/2008 and 2010 – 2012.

bis an die 20 m-Tiefenlinie heran. Hohe Dichten wurden vor allem westlich von Sylt sowie weit im Westen an der 20 m-Linie festgestellt sowie vor den Außensänden Norderoogsand und Süderoogsand und westlich der Eidermündung. Ebenfalls konnten noch höhere Dichten im Bereich der Amrumbank festgestellt werden. Im südlichen Teil (etwa südlich vom Norderoogsand) nehmen die Dichten insgesamt ab.

Um diese Unterschiede in der Verbreitung auch statistisch abzusichern, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt, in der Zellen mit ähnlichen Dichten zu einem Cluster zusammengefasst wurden und diese Cluster dann mithilfe einer ANOVA auf signifikante Unterschiede hin getestet wurden. Das Ergebnis der Clusteranalyse zeigt Abb. 8, das Ergebnis der ANOVA Abb. 9. Es lassen sich fünf Cluster unterscheiden (Abb. 8), von denen Cluster 5 das Cluster mit den höchsten Dichten ist; diese Dichten unterscheiden sich signifikant von den Dichten der anderen Cluster (Abb. 9). Cluster 3 beinhaltet die nächst höheren Dichten und deckt im Wesentlichen den nördlichen Bereich des Vogelschutzgebiets ab (Abb. 8). Auch dieses Cluster unterscheidet sich signifi-

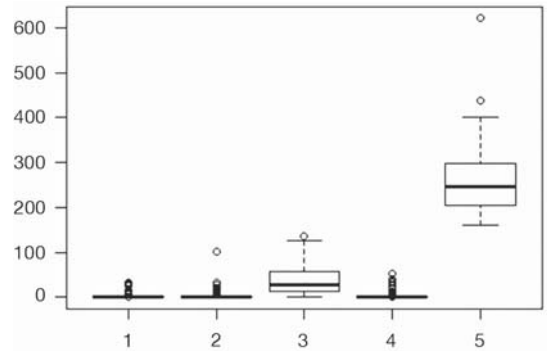


Abb. 9: Boxplot der mittleren Trauerentendichte pro Cluster.

Fig. 9: Boxplot of mean Common Scoter density per cluster.

kant von den anderen Clustern (Abb. 9). Hingegen zeigen sich zwischen Cluster 1, 2 und 4 keine signifikanten Unterschiede und insgesamt sind die Dichten in diesen Bereichen gering (Abb. 9).

Abb. 10 zeigt die mittleren Trauerenten-Dichten pro Winter-Flug für den Bereich des Vogelschutzgebiets.

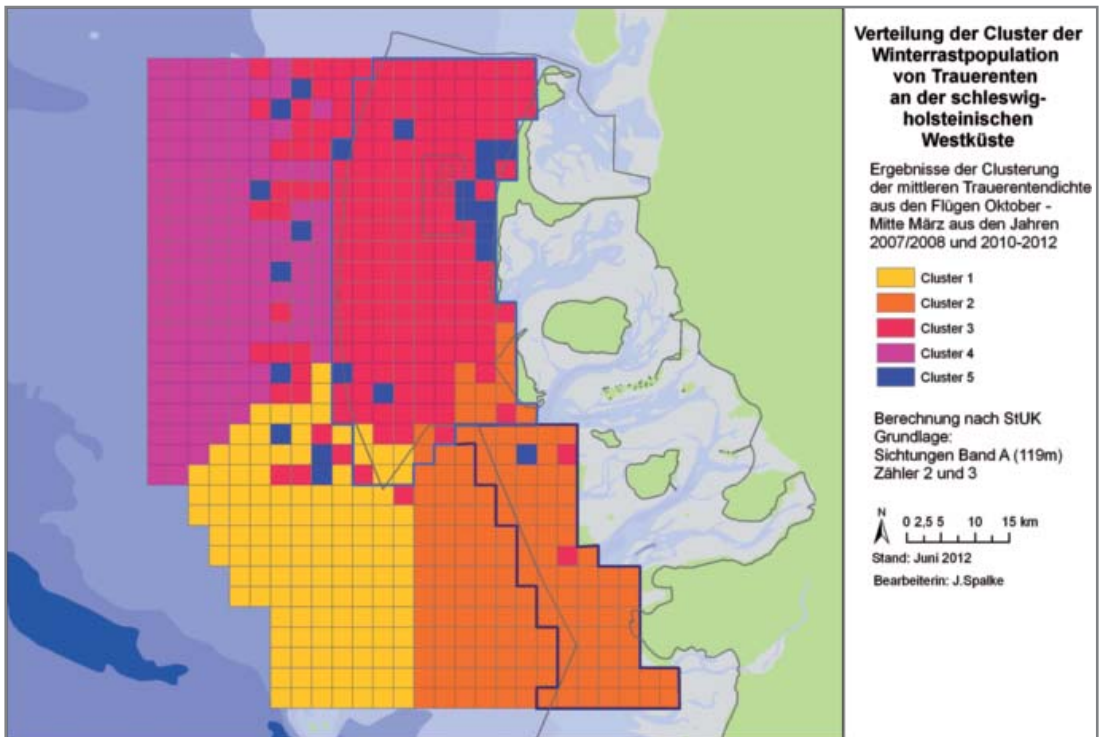


Abb. 8: Ergebnis einer Clusteranalyse der mittleren Trauerentendichte.

Fig. 8: Results of mean Common Scoter density cluster analysis.

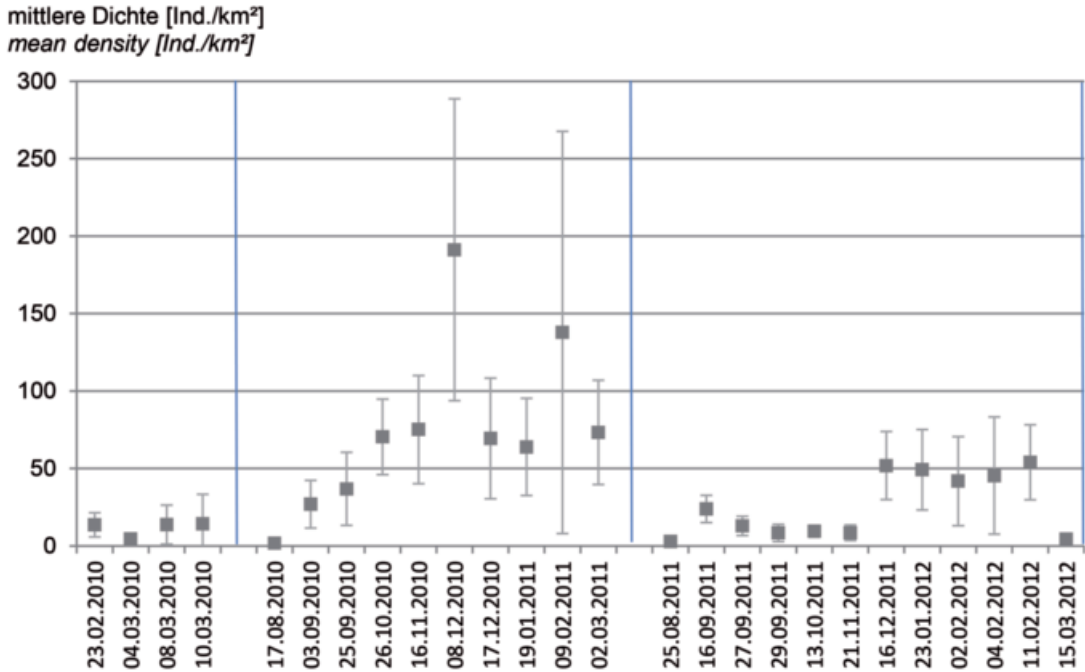


Abb. 10: Mittlere Dichten von Trauerenten im Vogelschutzgebiet zu Beginn der Befliegung (Anfang 2010), im Winter 2010/2011 sowie im Winter 2011/2012 mit Angabe der 95 %-Konfidenzintervalle.

Fig. 10: Mean densities of Common Scoter in the SPA at start of the surveys (early 2010), in winter 2010/2011 and 2011/2012 with 95 % confidence interval.

Dichten von über 50 Individuen pro km² wurden ab Oktober 2010 und bis Anfang März 2011 erfasst. Im Winter 2011/2012 lagen die ermittelten mittleren Dichten erst ab Dezember um 50 Individuen pro km² und stiegen auch nicht weiter an.

Die maximale mittlere Dichte wurde am 08. Dezember 2010 ermittelt mit etwa 200 Trauerenten pro km². Ebenfalls wurden am 09. Februar 2011 hohe Dichten von Trauerenten erfasst, allerdings konnten bei diesem Flug nur sieben Transekte beflogen werden, da der Flug wegen Nebels abgebrochen werden musste. Daher ist dieser Flug nur bedingt aussagekräftig. Mittlere Dichten im Bereich zwischen 60 und 75 Trauerenten pro km² waren während des Winters 2010/2011 häufig, im Winter 2011/2012 kamen solche Dichten hingegen nicht vor, sondern lagen in niedrigeren Bereichen. Insgesamt lagen die Dichten im Winter 2011/2012 deutlich unter den Dichten, die im vorangegangenen Winter erfasst wurden.

Diskussion

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden hohe Trauerentendichten und damit -bestände hauptsächlich wäh-

rend der Wintermonate von Oktober bis März im nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets mit maximalen Abundanzen im Dezember 2010 (347.028 Ind. nach StUK) erfasst. Zu diesem Zeitpunkt ist die Mauser in der Regel abgeschlossen, so dass es sich bei dem nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets um ein Überwinterungsgebiet handelt. NEHLS (1998) beobachtete ebenfalls, dass die äußeren Teile des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres hauptsächlich als Überwinterungsgebiete, aber nur in geringem Maße als Mausergebiete im Sommer genutzt wurden. Ein herausragendes Mausergebiet befindet sich hingegen vor der Küste Eiderstedts (NEHLS 1998, HENNIG 2001, DEPPE 2003); auch im Rahmen dieser Untersuchung wurden dort hauptsächlich während der Sommermonate höhere Trauerentendichten erfasst.

Seit Beginn dieser Untersuchung (Winter 2009/2010) wurden Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste erstmalig sehr weit westlich (bis zu 45 km von der Küstenlinie entfernt an der 20 m-Tiefenlinie) festgestellt. Diese Beobachtung stimmt mit Ergebnissen von MARKONES & GARTHE (2010) überein, welche ebenfalls für Flugzeuergfassungen im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee angeben, dass seit

Winter 2009/2010 Trauerenten auch in küsternen Bereichen erfasst wurden. Alle Studien aus den Jahren zuvor zeigen eine eher küstennahe Verbreitung der Trauerente. So geben BRANDT et al. (2008) für den Bereich westlich von Sylt für den Winter 2007/2008 eine Verbreitung von Trauerenten für Wassertiefen bis weniger als 16 m und in einem Abstand von weniger als 15 km zu Sylt an. Der größte Teil der Trauerenten wurde direkt in einem Bereich bis zu 3 km Entfernung von der Küste erfasst (BRANDT et al. 2008). Auch andere Untersuchungen zeigen eine solche küstennahe Verbreitung von überwinterten Trauerenten (z. B. NEHLS 1998, SKOV 1995, KAISER et al. 2006). DEPPE (2003) zeigt, dass sich die Trauerentenvorkommen in der östlichen Deutschen Bucht auf die küstennahen Gebiete mit ausgedehnten Flachwasserbereichen und die Hauptvorkommen auf Gebiete mit weniger als 15 km Entfernung zur Küste und weniger als 15 m Wassertiefe beschränkten. Während der Mauser nahm diese Abhängigkeit von Flachwassergebieten in Küstennähe weiter zu (DEPPE 2003). Die in dieser Untersuchung beobachtete Verbreitung in küsternen Gebiete während der Wintermonate scheint demnach ein neues Phänomen zu sein.

Nahrung gilt als kritische Ressource für das Vorkommen von Tierpopulationen (BEGON et al. 2005). Auch wenn Vogelpopulationen in einem außerhalb der Brutzeit genutzten Rastgebiet nicht zwingend nahrungslimitiert sind, ist ihre Abundanz und Verteilung dennoch von einem quantitativ und qualitativ ausreichenden Nahrungsangebot abhängig. Hierbei wird davon ausgegangen, dass solche Nahrungsquellen bevorzugt werden, die auch die höchste Nettoenergieaufnahme (Differenz aus Energieausbeute und Energieaufwand) bieten („optimal foraging theory“, MACARTHUR & PIANKA 1966). Vielfach ist gezeigt worden, wie menschliche Aktivitäten marine Nahrungsressourcen erheblich dezimieren und so zum Verhungern oder zur Verringerung der Fitness der betroffenen Wasservogelarten führen. Dies gilt insbesondere für die Ausbeutung von Fischbeständen durch die kommerzielle Fischerei (u. a. TASKER et al. 2000, MONTEVECCHI 2002). So kam es 1999/2000 zum massenhaften Verhungern von Eiderenten im niederländischen Teil des Wattenmeers infolge der Überfischung der Miesmuschel- und Herzmuschel-Bestände Anfang der 1990er Jahre (CAMPHUYSEN et al. 2002). Dies zeigt, dass das Nahrungsangebot oft ein limitierender Faktor für überwinterte Wasservögel ist und dass vom Menschen verursachte Einschränkungen des Nahrungsangebots schädliche Auswirkungen auf Wasservögel haben können.

Die Trauerente ernährt sich tauchend von benthischen Organismen, die auf oder innerhalb der oberen Zentimeter des Sedimentes leben. Den Hauptteil des Nahrungsspektrums bilden hierbei Muscheln, wobei abhängig vom Gebiet und Nahrungsangebot hauptsächlich *Mytilus edulis* (Miesmuschel), *Cerastoderma* spp. (Herzmuschel), *Mya arenaria* (Sandklaffmuschel), *Ensis americanus* (Schwertmuschel), *Spisula subtruncata* (Trogmuschel) und *Macoma balthica* (Plattmuschel) gewählt werden (MEIßNER 1992, DURINCK et al. 1993, LEOPOLD 1993, FREUDENDAHL & JENSEN 2006). Trauerenten scheinen in der Wahl der Muschelnahrung relativ opportunistisch zu sein, da sie in ihrer Nahrungswahl flexibler auf sich ändernde Nahrungsverfügbarkeiten reagieren als beispielsweise Eiderenten (MEIßNER 1992). Dennoch sind die Effizienz der Nahrungsaufnahme und damit die Verwertbarkeit von bestimmten Nahrungsressourcen von Energiegehalt und Such- und Behandlungszeiten abhängig. DEGRAER et al. (1999) beschrieben die Größe und Dichte der in einem Gebiet vorkommenden Nahrungsressourcen sowie das Sediment, in welchem diese vorkommen, als wichtiges Auswahlkriterium für Trauerenten. Nach MADSEN (1954) bevorzugen Trauerenten Nahrungsressourcen auf sandigem Untergrund, wo sie Nahrung direkt an der Oberfläche oder in der oberen Bodenschicht finden können. Des Weiteren sind der Tauchtiefe der Trauerenten bei ca. 20 m Wassertiefe physiologische Grenzen gesetzt, so dass sie sich hauptsächlich in flachen Gewässern bis zu einer maximalen Wassertiefe von 20-25 m aufhalten (KAISER et al. 2006). Sie sind daher auf küstennahe Nahrungshabitate angewiesen. KAISER et al. (2006) konnten zeigen, dass die Verteilung innerhalb dieser flachen Gewässer vom Nahrungsangebot abhängt: vor der Küste Lancshires/GB hielten sich die meisten Trauerenten in einer Wassertiefe von 13-18 m auf, während sie in Nord-Wales/GB hauptsächlich Wassertiefen von 7-15 m aufsuchten, wo jeweils ebenfalls die höchste Dichte an Muscheln festgestellt werden konnte. ARMONIES et al. (2011) haben die Verfügbarkeit und räumliche Verteilung von Mollusken als Nahrungsgrundlage für Trauerenten im Bereich des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres untersucht. Dabei wurden vor allem große Vorkommen von Schwertmuscheln (*Ensis* spp.) als mögliche Nahrungsgrundlage für Trauerenten festgestellt. Sie fanden im Herbst 2010 ein Maximum an Muschelbiomasse seewärts des Planungsgebiets von „Westerland III“ in Wassertiefen zwischen 15 und 20 m und führen dies auf die Ostwindwetterlagen im Frühjahr 2010 zurück. Die küsternen Verteilung der Trauerenten im Winter 2010/2011 könnte also auf die Verfügbarkeit von Muschelbiomasse in diesem Bereich zurückgeführt

werden. Dieser Zusammenhang kann allerdings nicht für die Daten des Winters 2009/2010 hergestellt werden, da auch hier bereits küstenferne Verbreitungen der Trauerente erfasst wurden, die nachgewiesene Muschelbiomasse jedoch in den küstenfernen Bereichen gering war (ARMONIES et al. 2011).

Ausblick

Für den Abschlussbericht des Projektes soll ein Managementplan für die Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste erarbeitet werden.

Die Managementmaßnahmen sollen abgeleitet werden aus

- allgemeinem Wissen über die Trauerente,
- der während der projektbezogenen und anderer Untersuchungen festgestellten Verbreitung der Trauerente vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste in Mauser- und Überwinterungszeit,
- der Analyse verschiedener Faktoren, die die Trauerentenverbreitung beeinflussen können. Diese Umweltfaktoren sind Wassertiefe, Strömungsstärke, Sedimenttyp, Benthosbiomasse und Intensität des Schiffsverkehrs.
- einer multifaktoriellen Analyse der Trauerentenverbreitung in Abhängigkeit der dargestellten Umweltparameter, sowie
- einem Expertenworkshop, auf dem die Ergebnisse aus den vorangegangenen Studien diskutiert werden.

Danksagung

Die Durchführung der Trauerentenerfassung wurde vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN) beauftragt und finanziert sowie von der zugehörigen Nationalparkverwaltung fachlich unterstützt. Hier möchten wir Berthold WITTEBROCK, Stefan SCHRADER und Bernd HÄLTERLEIN namentlich danken. Die Piloten von SyltAir und FLM Aviation haben uns immer sicher geflogen. Die Erfassungen wurden mit Unterstützung von Rainer BORCHERDING, Gabor CSASZARI, Christian GAHRAU, Thomas HANSEN, Joachim HORSTKOTTE, Caroline HÖSCHLE, Nils HUTTER, Jannes LANDSCHOFF, Jan MEIßNER, Stefan PFÜTZKE, Gudrun PÜSCHEL, Jan VON RÖNN, Cornelius SCHLAWÉ, Frieder SCHWARZ, Henning VOLMER und Felix WEIß durchgeführt. Gudrun PÜSCHEL hat weiterhin große Hilfe bei der Digitalisierung

der Sichtungsdaten geleistet. Außerdem danken wir Werner ARMONIES vom Alfred-Wegener-Institut auf Sylt für die Benthos-Untersuchungen, die im Rahmen dieses Projekts durchgeführt worden sind sowie Jens OLDELAND von Eco-Systems für Unterstützung in der statistischen Auswertung.

Summary: Common Scoter (*Melanitta nigra*) at the Schleswig-Holstein North Sea coast

The Schleswig-Holstein North Sea coast has international importance for Common Scoters as a wintering and moulting area. The Agency for Mining, Energy and Geology (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG)) gave the permission to extract sea sand to the west of the island of Sylt as the Natura 2000 impact assessment showed no significant effects on the conservation objectives, particularly with regard to Common Scoters (*Melanitta nigra*) (GfN 2011). Nevertheless, collected Common Scoter distribution data were analysed with regard to possible management actions for the species, e.g. as compensation measures.

During two years in total 43 flight surveys were conducted using a standard in an area from the north tip of Sylt to the Eider estuary in the south with east-west lying transects of 20-60 km length. Common Scoter sightings were converted into densities for a 3x3-km raster; once for each survey and once pooled for all winter surveys. These results were presented in maps. The winter distribution of Common Scoter is widespread over the observation area and the species was abundant. Only the tidal inlets (Hörnuntief, Hever, Rütergat) with high current speeds were not used by Common Scoter. The spatial distribution ranges as far as the 20 m depth contour. High densities occurred west of the island of Sylt as well as at the 20 m depth contour, west of the great sand banks, in the outer Eider estuary and in the Amrum bank area. In the south densities declined. This distribution was tested by a cluster analysis and ANOVA.

For a final report, the results of the flight surveys will be analysed in relation to different environmental parameters, which can influence the Common Scoter distribution. From the collected results possible management actions for the species at the Schleswig-Holstein North Sea coast shall be derived.

Literatur

ARMONIES, W., C. BUSCHBAUM & M. LUDWIG-SCHWEIKERT 2011. Verfügbarkeit und räumliche Verbreitung von Mollusken als Nahrungsgrundlage für Trauerenten. Zwischenbericht

- des Alfred-Wegener-Instituts für den Landesbetrieb Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz.
- BEGON, M., C. R. TOWNSEND & J. L. HARPER 2005. Ecology. From individuals to Ecosystems. John Wiley & Sons, Oxford.
- BRANDT, M., A. DIEDERICH, A. & G. NEHLS 2008. Fachgutachten Seevögel. Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie für das Sandentnahmegebiet „Westerland III“ westlich von Sylt. Im Auftrag des Landesbetrieb Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz.
- BSH - BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (Hrsg.) 2007. Standard. Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3). Hamburg und Rostock.
- CAMPHUYSEN, C. J., C. M. BERREVOETS, H. J. W. M. CREMERS, A. DEKINGA, R. DEKKER, B. J. ENS, T. M. VAN DER HAVE, R. K. H. KATS, T. KUIKEN, M. F. LEOPOLD, J. VAN DER MEER & T. PIERSMA 2002. Mass mortality of Common Eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation* 106: 303-317.
- DEGRAER, S., M. VINCK, P. MEIRE & H. OFFRINGA 1999. The macrozoobenthos of an important wintering area of the common scoter (*Melanitta nigra*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79: 243-251.
- DEPPE, L. 2003. Die Trauerente (*Melanitta nigra*) in der deutschen Bucht – GIS-basierte Bewertung räumlicher und zeitlicher Parameter. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- DURINCK, J., K. D. CHRISTENSEN, H. SKOV & F. DANIELSEN 1993. Diet of the Common Scoter *Melanitta nigra* and Velvet Scoter *Melanitta fusca* wintering in the North Sea. *Ornis Fennica* 70: 215-218.
- GESELLSCHAFT FÜR FREILANDÖKOLOGIE UND NATURSCHUTZPLANUNG MBH (GFN) 2011. Sandentnahme Westerland III. Ergänzung des Rahmenbetriebsplans. Erweiterung um die Teilflächen 1b – 2d. Umweltverträglichkeitsprüfung, landchaftspflegerischer Begleitplan, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Artenschutzrechtliche Prüfung. Im Auftrag des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz.
- FREUDENDAHL, A. S. & K. T. JENSEN 2006. Population dynamics of the American Razor Clam (*Ensis americanus*) at Horns Rev. - Report from the University of Aarhus, Dept. of Marine Ecology, commissioned by Energy E2. 22 pp.
- HENNIG, V. 2001. An evaluation of available knowledge on the necessity of undisturbed moulting sites for seaducks in the offshore area, in order to investigate the possibilities for creating such undisturbed moulting sites. Report Wadden Sea Plan Project 35. Nationalparkamt Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- KAISER, M. J., M. GALANIDI, D. A. SHOWLER, J. ELLIOTT, R. W. G. CALDOW, E. I. S. REES, R. A. STILLMAN & W. J. SUTHERLAND 2006. Distribution and behaviour of the Common Scoter *Melanitta nigra* to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148: 110-128.
- LEOPOLD, M. F. 1993. Spisula's, zeeëenden en kokkelvisser: een nieuw milieuprobleem op de Noordzee. *Sula* 7: 24-28.
- MACARTHUR, R. H. & E. R. PIANKA 1966. On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603-609.
- MADSEN, F. J. 1954. On the food habits of diving ducks in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 2: 157-266.
- MARKONES, N. & S. GARTHE 2010. Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), im Auftrag der Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN), Tönning.
- MEISSNER, J. 1992. Untersuchungen zum Vorkommen überwinternder Meerestenten in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot in der Kieler Bucht. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- MONTEVECCHI, W. A. 2002. Interactions between Fisheries and Seabirds. In: SCHREIBER, E. A. & J. BURGER. *Biology of marine birds*. CRC Press LLC.
- NEHLS, G. 1998. Bestand und Verbreitung der Trauerente *Melanitta nigra* im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. *Seevögel* 19: 19-22.
- PETERSEN, P. 1927. Zur Bestimmung der Windstärke auf See. Für Segler, Dampfer und Luftfahrzeuge. *Ann Hydrogr Marit Meteorol* 55: 69-72.
- SKOV, H., J. DURINCK, M. F. LEOPOLD & M. L. TASKER 1995. Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. Cambridge: BirdLife International.
- TASKER, M. L., C. J. CAMPHUYSEN, J. COOPER, S. GARTHE, W. A. MONTEVECCHI & S. J. M. BLABER 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531-547.
- THOMAS, L., S. T. BUCKLAND, E. A. REXSTAD, J. L. LAAKE, S. STRINDBERG, S. L. HEDLEY, J. R. B. BISHOP, T. A. MARQUES & K. P. BURNHAM 2010. Distance Software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.



Lachmöwe *Larus ridibundus* vor dem Büsumer Leuchtturm. Foto: M. STOCK



Alpenstrandläufer *Calidris alpina*. Foto: M. STOCK

Entwicklung des Brandgans-Mauserbestandes im deutschen Wattenmeer von 1988 bis 2014

Norbert Kempf

KEMPF, N. 2014. Entwicklung des Brandgans-Mauserbestandes im deutschen Wattenmeer von 1988 bis 2014. Corax 22, Sonderheft 1: 27-43.

Der größte Teil der nordwesteuropäischen Population der Brandgans *Tadorna tadorna* verbringt die Zeit der Flügelmauser im deutschen Wattenmeer in einem relativ kleinen Areal im Bereich der Elbemündung und der Insel Trischen. Die RWE Dea AG und die Wintershall Holding GmbH betreiben seit 1985 in dem Gebiet die Bohr- und Ölförderinsel Mittelplate. Seit 1988 werden die Tiere jährlich vom Flugzeug aus mit Hilfe von Luftfotos gezählt. Seit 1997 gibt es ein etabliertes Monitoring mit etwa zehn Befliegungen pro Saison in den ungeraden Jahren im Auftrag der RWE Dea AG und drei Zählungen pro Saison in den geraden Jahren im Auftrag des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein.

Nach dem Beginn der regelmäßigen Zählungen 1988 haben die Brandgansbestände im traditionellen Mausemgebiet zwischen Knechtsand und Trischen zugenommen bis zu einem Saisonmaximum von fast 220.000 Tieren in den Jahren um die Jahrtausendwende. Seither gingen die Zahlen fast kontinuierlich zurück und das Saisonmaximum Ende Juli oder Anfang August beträgt in den letzten Jahren etwa 150.000 bis 160.000 Tiere.

Im dänischen Wattenmeer und in mehreren britischen Ästuaren mausern seit Jahrzehnten kleinere Brandgansbestände. Dort haben sich keine starken Veränderungen ergeben. Der Mausembestand im niederländischen Wattenmeer hat von wenigen tausend in den 1990er Jahren ab 2003 zugenommen auf etwa 40.000 bis 70.000 in den letzten Jahren. Offensichtlich hat ein Teil der Population sein Mausemgebiet vom deutschen ins niederländische Wattenmeer verlagert. Damit hat sich der Anteil der im deutschen Wattenmeer mausernden Brandgänse an der nordwesteuropäischen Population von etwa 90 % auf zwei Drittel verringert.

Diese großräumigen und auch die kleinräumigen Verlagerungen innerhalb des Mausemgebietes im Bereich der Elbemündung lassen vermuten, dass die Tiere ständig auf der Suche nach guten oder besseren Mausemplätzen sind. Das Hauptkriterium für die Wahl des Mausemplatzes scheint seine Abgelegenheit, also der Schutz vor anthropogenen Störungen und Beutegreifern zu sein.

Dieser Hintergrund sollte Anlass zur Verbesserung des Schutzes der mausernden Brandgänse geben. Es geht dabei um relativ kleine Gebiete und den kurzen Zeitraum Juli und August. Der Aufsplitterung des Mausemgebietes in verschiedene Abschnitte des Wattenmeeres muss durch ein international abgestimmtes Monitoring Rechnung getragen werden.

Norbert Kempf, Bernstorffstraße 155, 22767 Hamburg

Einleitung

Wie alle Entenvögel erneuern Brandgänse nach der Brutzeit ihre Flügel Federn synchron und sind bis zum Nachwachsen der neuen Federn etwa vier Wochen flugunfähig. Für die an flachen, weitgehend deckungslosen Meeresküsten lebenden, auffällig bunten Tiere stellt diese Zeit ein erhebliches Problem dar. Um vor Beutegreifern so weit wie möglich geschützt zu sein, versammeln sich die meisten Brandgänse Nordwesteuropas jeden Sommer zur Flügelmauser in besonders breiten und abgelegenen Abschnitten des Wattenmeeres.

Seit langem spielt hierbei das Dithmarscher Wattenmeer, insbesondere die Umgebung der Insel Trischen, eine Hauptrolle, auch wenn sich zeitweise Schwerpunkte süd-

lich der Elbe bei Knechtsand und Scharhörn bildeten (NEHLS et al. 1992).

Im Bereich Knechtsand im niedersächsischen Wattenmeer mausernten in den 1950er und 1960er Jahren etwa 70.000 bis 100.000 Brandgänse. Danach nahmen die Bestände dort ab (OELKE 1993). Im Bereich Scharhörn im Hamburger Teil des Wattenmeeres wurden mehrere 10.000 mausernde Brandgänse vor allem Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre beobachtet (NEHLS et al. 1992)

Über Mausemansammlungen bei Trischen gibt es schon Berichte aus dem 19. Jahrhundert. In den 1960er und 1970er Jahre lagen die Bestände dort möglicherweise unter 50.000. Ab etwa 1980 befand sich dort das Hauptmausergebiet mit um 100.000 Tieren. (NEHLS et al. 1992, TODT pers. Mitt.)

In den Jahren 1985/1986 wurde etwa vier Kilometer süd-östlich von Trischen durch das Mittelplate-Konsortium aus vormalig Deutscher Texaco AG, jetzt RWE Dea AG, und der Wintershall AG, jetzt Wintershall Holding GmbH, die Bohr- und Ölförderinsel Mittelplate errichtet. Dies gab Anlass zur Aufnahme systematischer Brandgans-Erfassungen. Von 1988 bis 1996 wurden die im Sommer im deutschen Wattenmeer mausernden Brandgänse zwei- bis viermal jährlich vom Flugzeug aus gezählt (Auftraggeber RWE Dea AG und Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer).

Im Jahr 1996 wurde zwischen Nationalparkverwaltung und RWE Dea AG die Etablierung eines Brandgans-Monitorings vereinbart und im Betriebsplan der Bohr- und Ölförderinsel Mittelplate festgeschrieben. Seit 1997 werden entsprechend in den ungeraden Jahren im Auftrag der RWE Dea AG Zählreihen aus etwa zehn Erfassungen über die ganze Mauseiszeit durchgeführt und in den geraden Jahren drei Zählungen im Auftrag des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN).

Vor etwa zehn Jahren ging der Brandgansbestand in Deutschland im traditionellen Mauseisgebiet beiderseits der Elbmündung deutlich zurück. Gleichzeitig etablierte sich ein neuer Mauseisplatz mit mehreren 10.000 Individuen im niederländischen Wattenmeer (KRAAN et al. 2006, KLEEFSTRA et al. 2011, KEMPF & KLEEFSTRA 2013).

Dieser Artikel stellt die zahlenmäßige und räumliche Entwicklung des Phänomens Brandgansmauser im deutschen Wattenmeer seit Beginn der systematischen Zählungen im Jahr 1988 zusammen. Bestandsveränderungen werden im Zusammenhang mit der Entwicklung in den Nachbarländern dargestellt und die Bedeutung des Mauseisplatzes im Bereich der Elbmündung für die nordwesteuropäische Brandganspopulation wird untersucht.

Methoden

Erfassung

Eine Zählung der mausernden, flugunfähigen Brandgänse im deutschen Wattenmeer ist nur vom Flugzeug aus möglich. Bei Hochwasser schwimmen die flugunfähigen Tiere in großflächig ausgedehnten Schwärmen im Bereich der flach überschwemmten Wattrücken. Eine vollständige Zählung ist dann nicht möglich. Bei Niedrigwasser konzentrieren sie sich in dichten Trupps meist an den Ufern von Prielen und Sandbänken. Bei einem Flug entlang der Priele und Wattkanten können dann

nahezu alle flugunfähigen Brandgänse fotografiert werden. Einige nicht fotografierte Tiere werden während des Fluges direkt in Seekarten eingetragen.

Bei den Zählungen können flugunfähige und noch oder wieder flugfähige Tiere im Allgemeinen gut unterschieden werden. Die flugunfähigen Brandgänse versammeln sich in scharf abgegrenzten Trupps, während die flugfähigen sich locker auf den Wattflächen zur Nahrungssuche verteilen. Die flugunfähigen Tiere können daher sehr genau und vollständig gezählt werden. Die flugfähigen Tiere entgehen möglicherweise zu einem gewissen Grad der Erfassung.

Die Flughöhe beträgt etwa 600 ft (180 m). In den Anfangsjahren wurde überwiegend mit einer einmotorigen Cessna 172 geflogen. Seit 1993 wird eine zweimotorige Partenavia P68 der Syltair, Westerland, für die Flüge benutzt. Neben dem Piloten sitzt rechts ein Zähler, der für Navigation, Notizen und Fotografie zuständig ist. Dahinter sitzt rechts und links je ein Zähler für eine zuverlässige Kontrolle nach beiden Seiten und für weitere Notizen und direkte Zählungen. Alle Mitflieger haben Kontakt untereinander über Mikrofon und Kopfhörer.

Bei den Zählflügen werden, beginnend im Südwesten, systematisch alle Wattkanten und Priele auf das Vorkommen von Brandgänsen kontrolliert. Die Flugrouten ähneln sich von Zählung zu Zählung, aber eine feste, standardisierte Flugroute ist nicht praktikabel. Oft sind Brandgansschwärme nur aus einer bestimmten Richtung mit Rückenlicht gut zu sehen und zu fotografieren. Bei stärkerem Wind ist es sinnvoll, gegen den Wind anzufliegen, um die Geschwindigkeit über Grund zu reduzieren. So muss die Route je nach Tageszeit und Wetter oft etwas variiert und angepasst werden. Seit einigen Jahren wird die Flugroute per GPS aufgezeichnet (Abb.1).

Je nach der Zahl der zur Verfügung stehenden Flüge werden die Termine über die Mauseiszeit von Ende Juni bis Mitte September verteilt, wobei das Hauptaugenmerk auf den traditionellen Höhepunkt um den 3. August gelegt wird.

In der Zeit von 1988 bis 2014 wurden 169 Zählungen der mausernden Brandgänse durchgeführt – 98 im Auftrag der RWE Dea AG, 42 im Auftrag des LKN bzw. seiner Vorgängerbehörde und 29 durch die parallele Nutzung von Eiderenten- oder Seehund-Zählflügen.

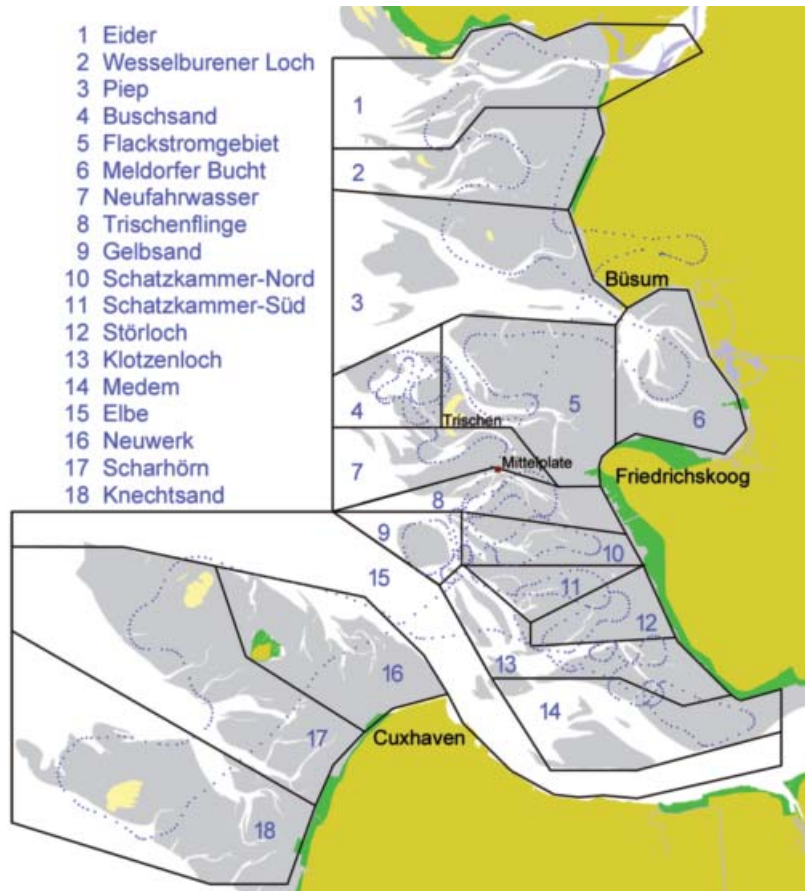


Abb. 1: Untersuchungsgebiet mit Teilgebieteinteilung und GPS-Track vom 3. August 2014.

Fig. 1: Study area with sub-areas and GPS-track, August 3rd, 2014.

Bei der weiteren Bearbeitung der Ergebnisse der Zählungen werden die Daten für flugfähige und flugunfähige Brandgänse getrennt ausgewertet.

Untersuchungsgebiet

Die Zählflüge decken im Allgemeinen das traditionelle Mauersegebiet von Knechtsand bis zur Eider ab (Abb. 1). Seit südlich der Elbe fast keine mausernden Brandgänse mehr angetroffen werden, wird bei einem Teil der Erfassungen auf eine Befliegung dort verzichtet. Eventuell dort vorkommende mausernde Brandgänse werden im Rahmen des Eiderenten-Monitorings der niedersächsischen Nationalparkverwaltung mit erfasst.

Für die zahlenmäßige Auswertung wurde das Gesamtgebiet in 18 Teilflächen unterteilt (Abb. 1). Aufgrund von morphologischen Veränderungen des Gebietes und entsprechenden Verlagerungen der mausernden Brand-

gänse musste das Teilgebietsnetz im Laufe der Zeit etwas angepasst werden. So wurden das Teilgebiet Gelbsand vom Klotzenlochgebiet und das Teilgebiet Buschsand vom Flackstromgebiet abgetrennt, um neuen Mauersepunkten gerecht zu werden.

Fotoauswertung

In den ersten 25 Jahren des Brandgans-Monitorings wurden die Mauersechwärme auf Diafilm aufgenommen, weil die Auswertung der Dias durch direkte Zählung an einer großen Papierleinwand zuverlässig funktionierte. Seit 2012 werden digitale Fotos gemacht, und die Anzahl der Tiere wird am Computerbildschirm ermittelt.

Ein Zählflug zum Saisonmaximum ergibt etwa 600 Fotos. Die Zahl der Fotos liegt so hoch, weil eine ausreichende Überlappung der einzelnen Bilder bei lange-

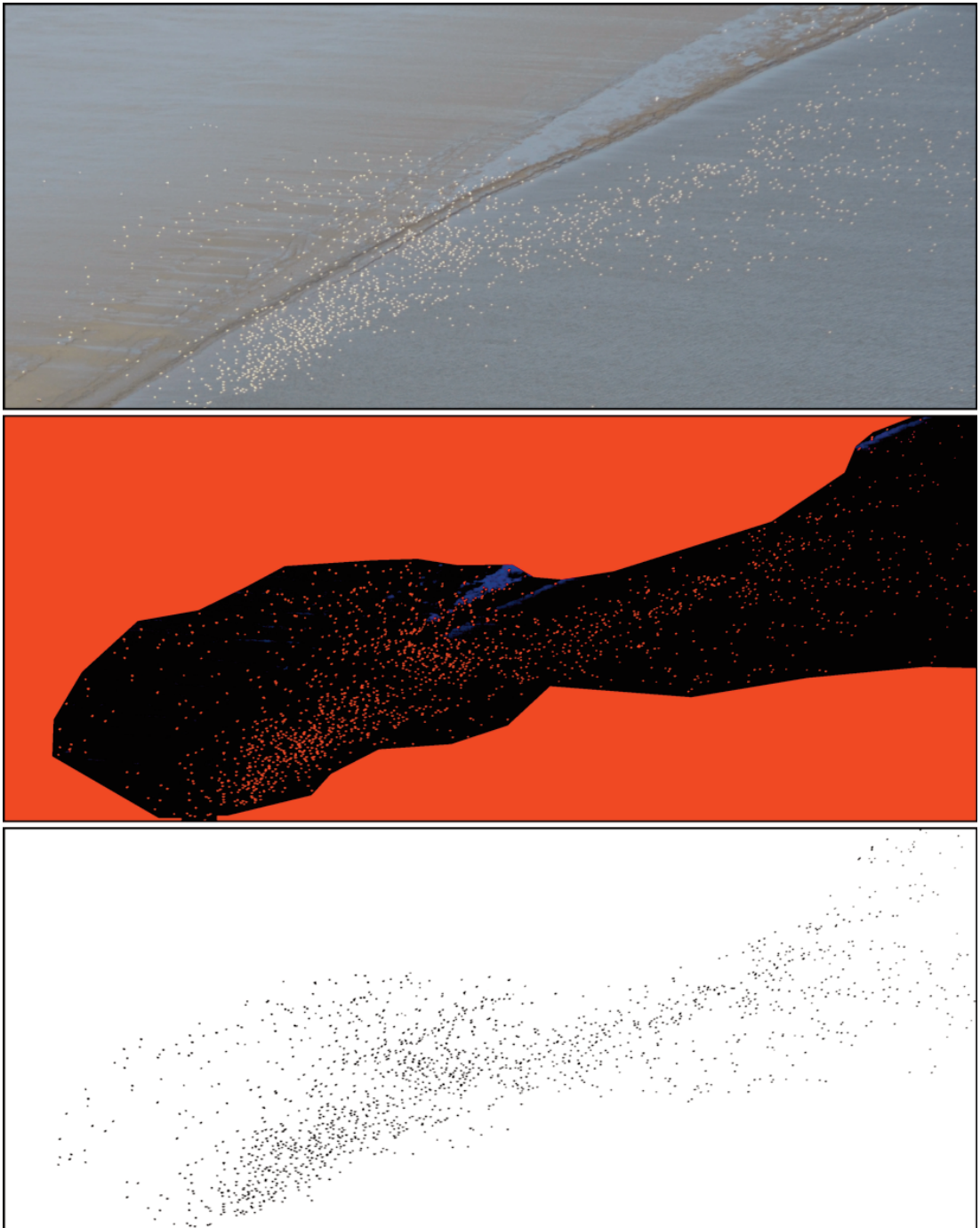


Abb. 2: Beispiel für eine digitale Auswertung mit der Software ImageJ – oben Originalfoto, Mitte Ausschnitt mit Bearbeitung zur Optimierung des Kontrasts, unten die von der Software erkannten Individuen. Das Ergebnis lautet 1612.

Fig. 2: Example of a digital analysis with the software ImageJ. Above: original photograph, middle: choice of segment for contrast optimization, below: individuals recognized by the software. The resulting number is 1612.

streckten Schwärmen gewährleistet sein muss und weil bei Fokusproblemen zur Sicherheit einige zusätzliche Fotos gemacht werden. Regelmäßige zusätzliche Landschafts-Übersichtsfotos erleichtern eine sichere Verortung auch unabhängig vom aufgezeichneten GPS-Track.

Für die Zählung der Vogelpunkte auf den Fotos wird seit 2012 die Software ImageJ eingesetzt. Dabei müssen Teilbereiche aus den Fotos ausgeschnitten und so bearbeitet werden, dass alle Vögel einen kontrastierenden Fleck ergeben, aber keine Störsignale durch andere Strukturen auftreten. Wellen, Sandrippel, Muschelschill, heller Sand, unklare Vogelumrisse (z. B. zwei Flecke pro Vogel wegen Schatten oder zu guter Abbildung des kontrastreichen Gefieders) erschweren die Auswertung. Ein kleiner Teil der Fotos ist für eine Auswertung mit Hilfe der Software nicht geeignet und muss manuell ausgezählt werden. Um nicht eine unrealistische Genauigkeit vorzutäuschen werden die Auszählungsergebnisse im Allgemeinen auf volle Zehner gerundet. Abb. 2 gibt ein Beispiel für eine Fotoauswertung mit ImageJ. Eine genauere Erläuterung des Gebrauchs der Software bietet eine in Entwicklung befindliche Website (KEMPF & FRITZ 2014).

Ergebnisse

Bestandsentwicklung

Der Gesamtbestand der im deutschen Wattenmeer mausernden Brandgänse hat nach dem Beginn der regelmäßigen Zählungen im Jahr 1988 zugenommen und in den letzten Jahren des 20. Jahrhunderts Maximalwerte von fast 220.000 gleichzeitig anwesenden Individuen erreicht (Abb. 3 und Tab. 1). Nach dem Jahr 2000 gingen die Bestände fast kontinuierlich zurück bis zu einem Tiefstwert von 133.210 Tieren zum Saisonmaximum am 4. August 2008. In jüngster Zeit liegen die saisonalen Maximalwerte um 160.000 Vögel.

Die Maximalzahl von Ende Juli oder Anfang August ist nicht mit der tatsächlichen Gesamtzahl mausernder Brandgänse gleichzusetzen. Diese liegt durch Austausch von Individuen deutlich darüber und kann nur durch eine Zählreihe von Beginn bis Ende der Mausersaison quantifiziert werden. Solche Zählreihen, die sich zur Berechnung von Vogeltagen (Anzahl Individuen mal Anwesenheitstage) eignen, liegen bisher aus elf Jahren vor

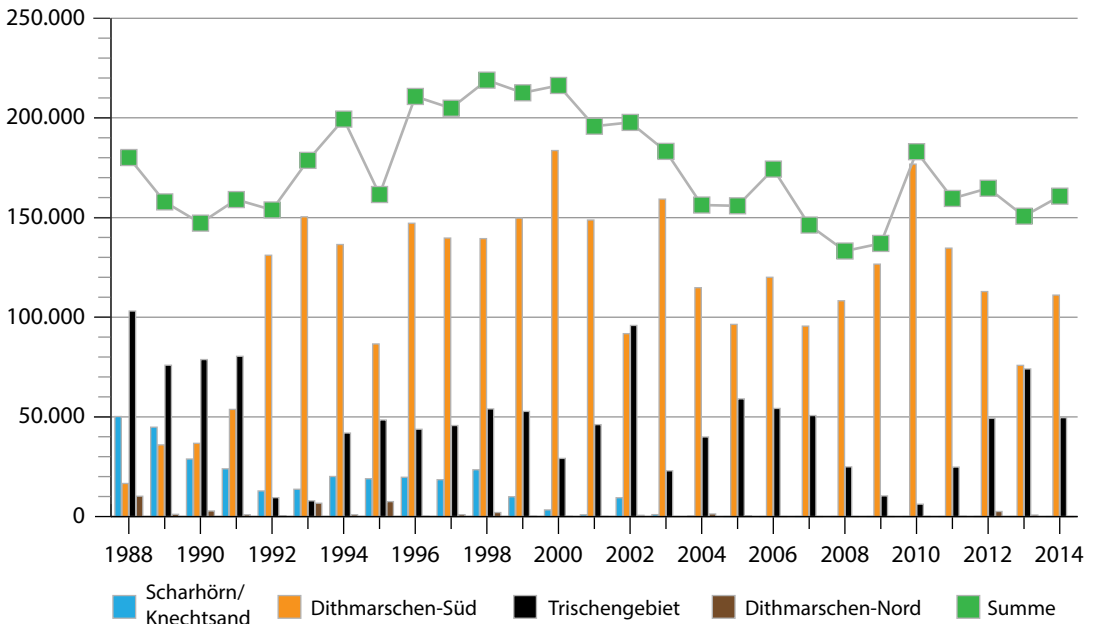


Abb. 3: Brandgans-Mauserbestand 1988 bis 2014 im deutschen Wattenmeer zur Zeit des Bestandsmaximums (Ende Juli oder Anfang August) in vier Hauptteilgebieten: Scharhörn und Knechtsand zusammengefasst, Dithmarschen-Süd (Gelbsand, Schatzkammer und Klotzenlochgebiet), Trischengebiet (Piep bis Trischenflinge), Dithmarschen-Nord. Flugfähige und flugunfähige Tiere zusammengefasst.

Fig. 3: Numbers of moulting Shelducks in the German Wadden Sea at the time of the seasonal maximum (late July or early August), 1988 – 2014. The study area was divided into four main sub-areas. Flightless birds and birds able to fly were pooled.

Tab. 1: Maximalbestände und Anzahl der Vogeltage flugunfähiger Brandgänse über die Mausersaison in Jahren mit ausreichend dichter Zählreihe. (Zur Berechnung der Vogeltage wurde ein linearer Bestandsverlauf zwischen den einzelnen Zählungen angenommen.)

Table 1: Maximum numbers and number of bird days of flightless Shelducks throughout the moulting period in the German Wadden Sea for all years with a sufficient number of counts. (To calculate bird days a linear development of numbers between successive counts was assumed).

Jahr	Gesamtbestand der Brandgänse bei Saisonmaximum	Anzahl flugunfähige Individuen bei dieser Zählung	Vogeltage flugunfähiger Brandgänse über die Saison	Individuengesamtzahl bei angenommener 24-tägiger Flugunfähigkeit
year	<i>total number of Shelducks (seasonal maximum)</i>	<i>number of flightless birds at the same count</i>	<i>bird days of flightless birds over the entire season</i>	<i>total number of individuals assuming that birds are flightless for 24 days</i>
1997	204.870	194.409	5.991.721	249.655
1998	218.995	214.155		
1999	212.610	201.830	6.397.725	266.572
2000	216.280	213.110		
2001	195.863	194.906	6.444.891	268.537
2002	197.746	191.075		
2003	183.210	177.260	6.006.963	250.290
2004	156.282	141.965	5.950.720	247.947
2005	155.905	149.035	5.515.940	229.831
2006	174.315	160.390	5.473.165	228.049
2007	146.240	137.370	4.981.583	207.566
2008	133.210	117.980		
2009	137.020	131.540	4.560.050	190.002
2010	183.060	171.400		
2011	159.600	152.500	4.826.560	201.107
2012	164.716	145.046		
2013	150.690	144.500	4.298.358	179.098
2014	160.740	151.550	(4.970.000)	(207.000 - s. Text)

(Tab. 1). Die Anzahl der Vogeltage ist jeweils der tatsächlichen Gesamtzahl mausernder Brandgänse direkt proportional und die verschiedenen Jahre können so besser verglichen werden.

Die Angaben in der Literatur über die Dauer der Flugunfähigkeit der mausernden Brandgänse schwanken stark (Übersicht in PATTERSON 1982). Die meisten Autoren gehen von drei bis vier Wochen aus. Sicherlich sind die Werte individuell verschieden, z. B. je nach Körpermasse. Um aus den Vogeltagen zumindest grob eine Individuengesamtzahl abzuschätzen, wurde in Tab. 1 eine pauschale Flugunfähigkeit von 24 Tagen angenommen.

Unter der Voraussetzung einer 24-tägigen Flugunfähigkeit bzw. 24-tägiger Anwesenheit/Registrierbarkeit als flug-

unfähiges Individuum im Mausergebiet hat die Gesamtzahl pro Saison mausernder Brandgänse um die Jahrtausendwende fast 270.000 Individuen erreicht (Tab. 1). Von 2001 bis 2009 hat diese Zahl alle zwei Jahre um etwa 20.000 Tiere abgenommen. Danach ging der Gesamtbestand wohl weiter leicht zurück. Obwohl das Saisonmaximum 2013 höher lag als 2007 und 2009, ergibt sich aus der Einbeziehung aller Zählungen der Saison für 2013 der niedrigste Wert seit Beginn der Zählreihen. Für das Jahr 2014 liegen mit sechs Zählungen im Grunde zu wenige Daten zur Berechnung von Vogeltagen vor. Unter Einbeziehung von drei Schätzwerten, die den typischen Kurvenverlauf ergänzen, ergeben sich fast 5 Mio. Vogeltage flugunfähiger Individuen was etwa dem Gesamtmauserbestand des Jahres 2007 entspricht.



Abb. 4: Mausernde, flugunfähige Brandgänse bilden oft große, dichte Schwärme – hier 14.100 Tiere am 23. Juli 2012 am Ufer des Kotzenloch (Foto: N. KEMPF)

Fig. 4: Moulting, flightless Shelducks often form large, dense flocks: 14,100 birds on July 23rd, 2012 at the edge of the tidal channel Klotzenloch (Photograph: N. KEMPF)

Räumliche Verteilung

Die flugunfähigen Brandgänse verteilen sich nicht gleichmäßig über das traditionelle Mauergebiet, sondern konzentrieren sich bei Niedrigwasser in einigen wenigen Prielen oder an bestimmten Wattkanten. Oft füllen Schwärme aus vielen 10.000 Vögeln kleine Nebenpriele von drei oder vier Kilometer Länge völlig aus (Abb. 4). Die aktuellen Schwerpunkte liegen am Buschsand westlich von Trischen, am Zehnerloch an der Ostseite des Gelbsandes, in beiden Teilen der Schatzkammer und im Bereich der Störlochmündung in das Klotzenloch (Abb. 5).

In den Jahren mit Maximalwerten um 200.000 Individuen ergaben sich extreme Konzentrationen von Brandgänsen in eng begrenzten Prielen. So wurden am 2. August 2000

im südlichen Teil der Schatzkammer 97.000 Tiere und im benachbarten Störloch 54.000 Tiere angetroffen – also über 150.000 flugunfähige Brandgänse in einem Gebiet mit einem Radius von weniger als drei Kilometer (Abb. 6).

Über den Betrachtungszeitraum erfolgten einige Veränderungen in der großräumigen Verteilung der Brandgänse. Die Mauerplätze südlich der Elbe verloren ihre Bedeutung bis zum Jahr 2000 fast völlig (Abb. 3). Im nördlichen Dithmarscher Wattenmeer traten mausernde Brandgänse nach 1988 nur noch sporadisch und in kleinen Zahlen auf. Ein markanter Wechsel vollzog sich 1992. Nachdem Trischen viele Jahre Hauptmauserplatz war, verlagerten sich die Bestände in den Jahren 1992 und 1993 in extremer Weise in die Priele Schatzkammer und Klotzenloch am Süden des Dithmarscher Watten-

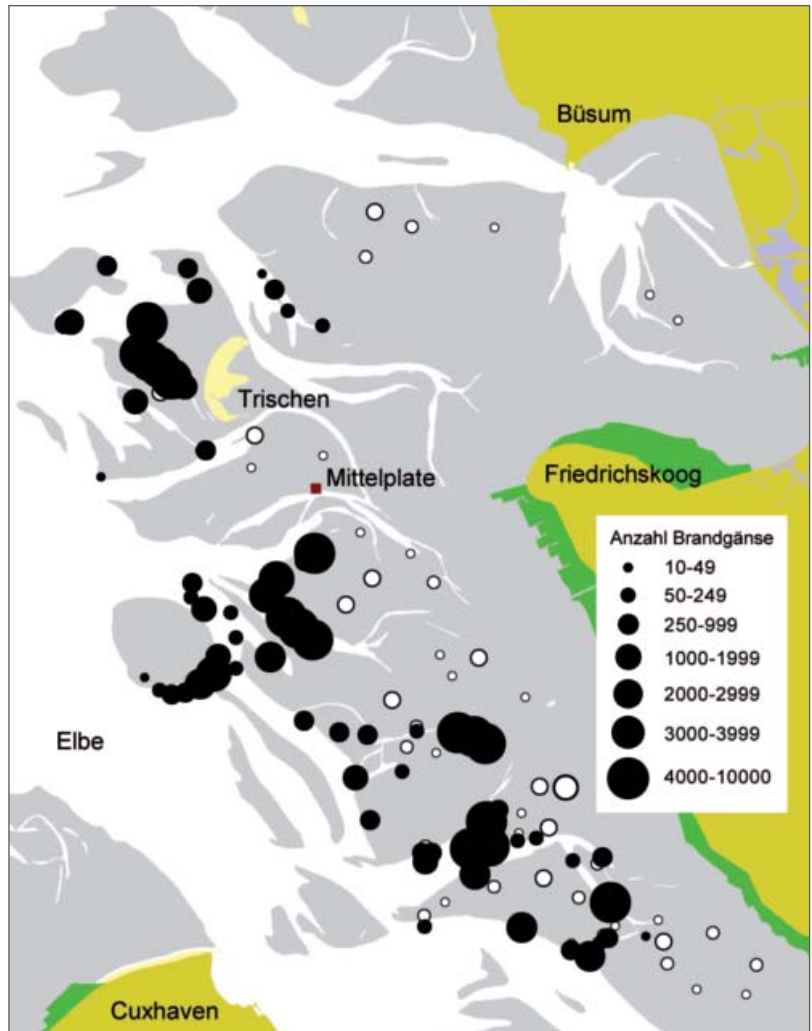


Abb. 5: Räumliche Verteilung der Brandgänse zum Maximum der Mauser am 3. August 2014 – Anzahl mausernde, flugunfähige Tiere 151.550, Gesamtzahl 160.740. Schwarze Punkte markieren flugunfähige, weiße Punkte markieren flugfähige Tiere.

Fig. 5: Distribution of Shelducks at the peak of moult on August 3rd, 2014 – number of flightless birds 151,550, total number 160,740. Black dots show flightless birds and white dots birds able to fly.

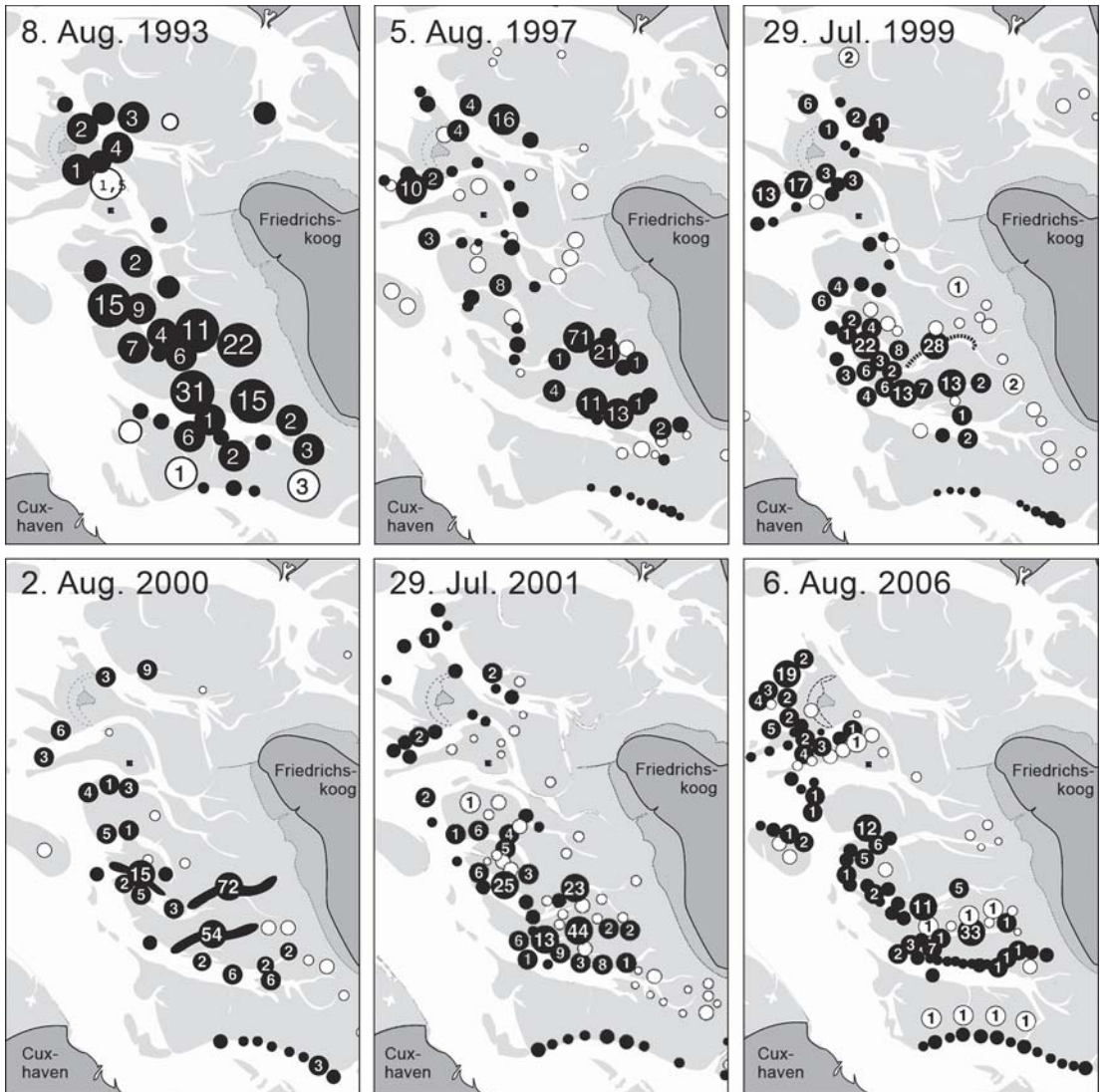


Abb. 6: Beispiele für die räumliche Verteilung der mausernden Brandgänse – Ausschnitte aus Abbildungen aus den entsprechenden Jahresberichten (KEMPF 1993, 1997, 1999, 2000, 2001, 2006). Ziffern bedeuten Anzahl Brandgänse in Tausend. Schwarze Punkte markieren flugunfähige, weiße Punkte markieren flugfähige Tiere.

Fig. 6: Examples of the distribution of moulting Shelducks taken from figures in annual reports (KEMPF 1993, 1997, 1999, 2000, 2001, 2006). Numbers in figure denote numbers of Shelducks in thousands. Black dots show flightless birds and white dots birds able to fly.

meeres. Über 85 % des Gesamtmauserbestandes konzentrierte sich dann dort. Auch wenn danach die Zahlen um Trischen wieder zugenommen haben und es 2002 und 2013 nach einer Rückkehr zu den Verhältnissen vor 1992 aussah, blieb die vorrangige Bedeutung des südlichen Dithmarscher Wattenmeeres für die Brandgansmauser bis heute erhalten. In den Jahren 2009 und 2010 erreichte

die Konzentration auf dieses Gebiet 88,7 % bzw. 96,5 % nach Vogeltagen flugunfähiger Tiere.

Um die Bedeutung der einzelnen Prielsysteme für die Brandgansmauser über die Jahre zu vergleichen, wurde für jedes Teilgebiet die Anzahl der flugunfähigen Tiere über alle vier bis 13 Zählungen der Saison summiert und durch die aufsummierte Gesamtzahl aller Zählungen di-

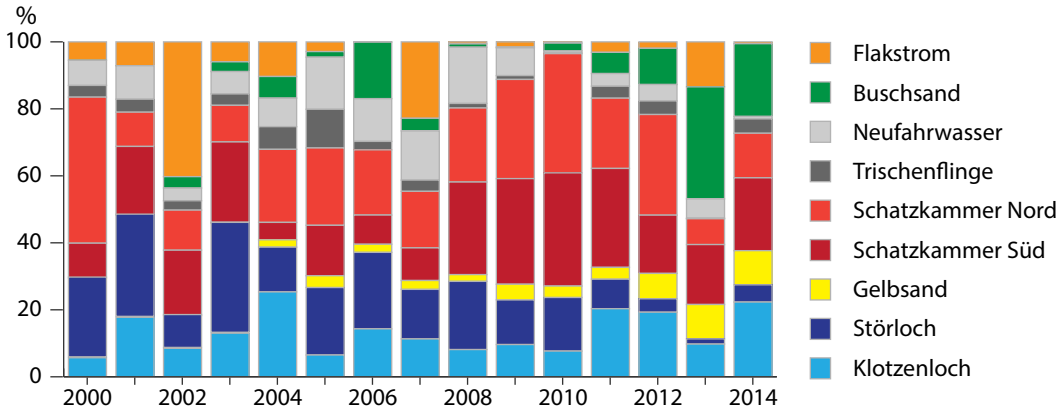


Abb. 7: Relative Bedeutung der Teilgebiete als Aufenthaltsgebiet der flugunfähigen Tiere bei Niedrigwasser, dargestellt als Anteil der Summe der Teilgebiete über alle Zählungen der Saison an der Gesamtsumme. Für diesen Zeitraum liegen die Bestandszahlen aus den Bereichen nördlich der Piep und südlich der Elbe so niedrig, dass sie in dieser zusammenfassenden Darstellung nicht sichtbar sind.

Fig. 7: Relative importance of sub-areas for flightless Shelducks at low tide. Sub-areas not shown here had very low numbers during this period.

vidiert. Daraus ergibt sich die relative Bedeutung der verschiedenen Teilgebiete. Auf diese Weise lassen sich die vielen Jahre mit unterschiedlich vielen Zählungen und schwankenden Gesamtbeständen besser vergleichen. Der Wert entspricht grob der relativen Anzahl an Vogeltagen in den verschiedenen Teilgebieten (Abb. 7).

Die Veränderungen in der Nutzung der Einzelgebiete von Jahr zu Jahr erfolgten teilweise abrupt und teilweise allmählich. Im Jahr 2002 wurden erstmals größere Brandganstrupps westlich von Trischen am Buschsand entdeckt. Die Nutzung dieses neuen Areal und des benachbarten Flakstromgebietes verlief bis heute sehr diskontinuierlich. Im Jahr 2013 spielte sich ein Drittel der Mauser in dem kleinen Buschsandgebiet ab, im Jahr 2014 knapp ein Viertel (nach Vogeltagen). Im Gegensatz dazu nahm die Bedeutung des zweiten neuen Mausergebietes Gelbsand ab 2004 fast kontinuierlich zu auf gut 10 % der Vogeltage in den letzten beiden Jahren.

Nur selten mausernten Brandgänse im schleswig-holsteinischen Wattenmeer außerhalb des bekannten Gebietes. Im Sommer 1989 wurden etwa 2.000 flugunfähige Tiere in einem Priel zwischen Süderoog und Süderoogsand in Nordfriesland entdeckt (NEHLS & KEMPF eig. Beob.). Am 9. August 2007 wurden 190 flugunfähige und 140 flugfähige Brandgänse nahe eines Seehundliegeplatzes in der Eider zwischen Eidersperrwerk und Tönning entdeckt. In manchen Jahren verbrachten bis zu 4.000 Brandgänse die Flügelmauser im Lister Watt vor dem Margrethekoog (Dänemark) und wurden dort bei Eiderenten- oder Seehundzählflügen der schleswig-holsteinischen National-

parkverwaltung erfasst (am 17.8.2004: 55 flugunfähige Tiere; am 1. August 2007: 2.970 flugunfähige und 280 flugfähige sowie am 9. August 2007: 3.020 flugunfähige und 1.100 flugfähige; am 22. Juli 2008: 630 flugunfähige und 60 flugfähige; am 13. August 2009: 160 flugunfähige und 330 flugfähige).

Am 9. August 2013 wurde im Anschluss an einen Eiderenten-Zählflug das dänische Wattenmeer auf mausernde Brandgänse kontrolliert. Entlang einer Sandbank nördlich von Mandø wurden 7.710 flugunfähige und 480 flugfähige, in der Ho-Bucht 1.370 fast wieder flugfähige und 2.210 flugfähige Tiere gefunden (Ermittlung der Zahlen durch Fotoauswertung).

Bestandsverlauf während der Mauserzeit

Die jedes zweite Jahr zur Verfügung stehenden dichten Zählreihen ergeben ein klares Bild des saisonalen Verlaufs. Die Brandgansmauser beginnt ziemlich genau Ende Juni, erreicht Anfang August (teilweise Ende Juli) ihren Höhepunkt (Maximum gleichzeitig anwesender Individuen), geht bis Ende August steil zurück und läuft im September aus (Abb. 8).

Die ersten flugunfähigen Tiere wurden meist Ende Juni beobachtet (2. Juli 2005: 3.400; 2. Juli 2007: 2.740; 29. Juni 2008: 780; 22. Juni 2010: 130; 27. Juni 2011: 680; am 27. Juni 2013: 280 und am 2. Juli 2013: 1.220; am 26. Juni 2014: 290). In manchen Jahren begann die Mauser wenige Tage früher: Am 2. Juli 2009 wurden bereits 17.800 flugunfähige Tiere gezählt und am 3. Juli 2010 12.870.

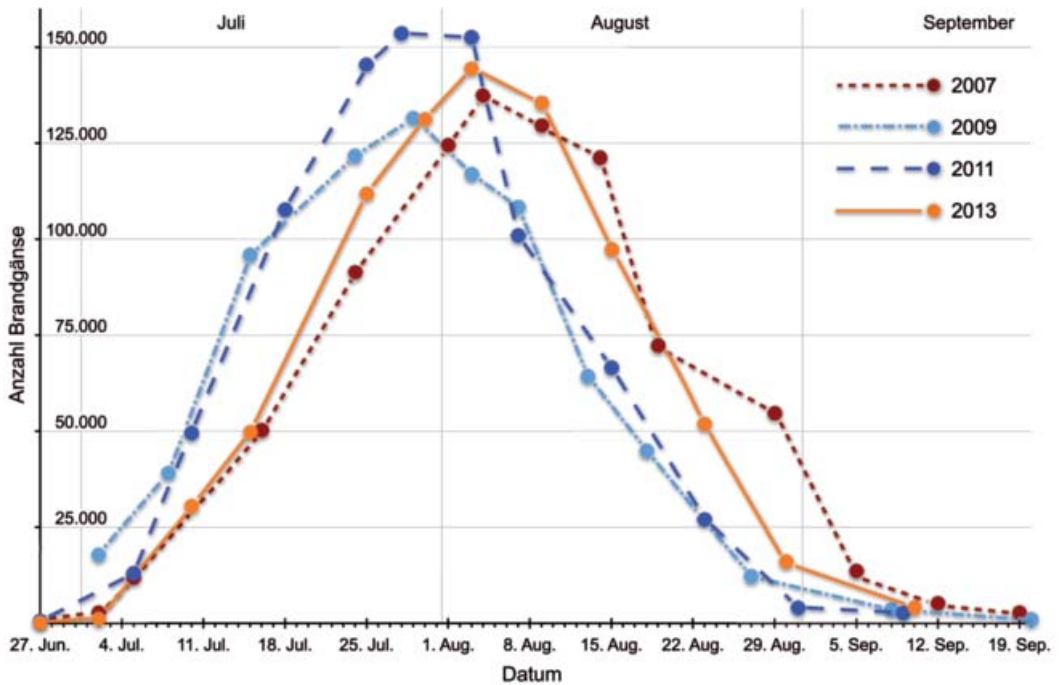


Abb. 8: Saisonaler Bestandsverlauf der mausernden, flugunfähigen Brandgänse in den Jahren 2007, 2009, 2011 und 2013 im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Aus diesen vier Jahren liegen die jüngsten Zahlreihen über die ganze Mausersaison vor.

Fig. 8: Seasonal development of numbers of moulting, flightless Shelducks in the years 2007, 2009, 2011 and 2013 in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. These are the most recent years with counts over the entire moulting season.

Jahr	Tägliche Zunahme - erste Julihälfte	Tägliche Zunahme - zweite Julihälfte
year	daily increase - first half of July	daily increase - second half of July
1993		8.600
1997		9.240
1999		9.700
2001	5.250	7.930
2002		11.800
2003	4.900	7.700
2004		4.200
2005	3.800	5.860
2006		5.400
2007	3.390	2.750
2009	6.000	2.540
2011	7.200	4.600
2012		2.520
2013	3.320	5.430
2014	4.960	

Tabelle 2: Mittlere tägliche Bestandszunahme mausernder Brandgänse in der ersten und zweiten Julihälfte im deutschen Mausergebiet. Nicht aus allen Jahren liegen genügend Daten vor, um für beide Monatshälften einen Wert zu berechnen.

Table 2: Mean daily increase in numbers of moulting Shelducks in the first and second half of July. In some years data are insufficient to calculate the mean increase for both halves of the month.

Die Zahlen nehmen rasant zu: Nach den 290 flugunfähigen Individuen vom 27. Juni 2014 wurden bei der nächsten Zählung am 3. Juli 2014 bereits 18.130 mausernde Tiere registriert. Über den größten Teil des Juli nimmt der Bestand der flugunfähigen Tiere um mehrere tausend pro Tag zu (Tab. 2).

Nach einem kurzen Peak – in den meisten Jahren um den 3. August – gehen die Zahlen in einem weitgehend symmetrischen Kurvenverlauf wieder rasch zurück. Um die Monatswende August/September waren in den letzten Jahren nur noch relativ wenige flugunfähige Tiere anwesend (27. August 2009: 12.160; 31. August 2010: 10.270; 31. August 2011: 3.770; 30. August 2013: 16.000).

Im Jahr 2013 fanden 3,1 % der Mauser (nach Vogeltagen) im September statt. Im Jahr 2011 lag der Wert bei nur etwa 1 %, in den Jahren 2009 und 2010 bei etwa 2 %. In den (ungeraden) Vergleichsjahren von 1997 bis 2007 lag der Septemberwert zwischen 2,8 und 5,4 %, im Mittel bei 4,2 %.

Im Gegensatz zum markanten Beginn der Brandgansmauser kann sich die Mauser der letzten Tiere hinausziehen. So wurden in manchen Jahren auch im Oktober noch einige Dutzend flugunfähige Brandgänse im Mausergebiet angetroffen.

Diskussion

Methode

Vom Flugzeug aus lassen sich fast alle anwesenden flugunfähigen Brandgänse fotografieren. Auch wenn Einschränkungen durch die Bauart des Flugzeugs, durch schwierige Wetter- oder Lichtverhältnisse oder die gelegentlich flächige Verteilung der Tiere teilweise zu subop-

timalen Fotos führen, kann mit der Auswertung der Fotos eine Genauigkeit erzielt werden, die bei der Erfassung großer Wasservogelmengen sonst kaum je erreicht wird.

Die im niederländischen Wattenmeer mausernden Brandgänse werden überwiegend vom Boot aus gezählt. Offensichtlich stimmen die Ergebnisse mit gelegentlichen Kontrollen vom Flugzeug aus gut überein (KLEEFSTRA et al. 2011, KEMPF & KLEEFSTRA 2013). Für die Mausergebiete in Dithmarschen ist dies nicht vorstellbar. Die Zählung solcher dicht gedrängter Vogelmengen aus der flachen Perspektive eines Bootes wäre zu ungenau. Viele Tiere wären hinter Prielkurven gar nicht sichtbar. Darüberhinaus wäre die Beunruhigung der Tiere nicht vertretbar.

Auf das mit reduzierter Motorleistung und überwiegend in gerader Linie vorbei fliegende Zählflugzeug reagieren die mausernden Brandgänse normalerweise nicht, wie zahllose Fotos belegen (Abb. 9). Abrupte Manöver in der Nähe oder gar direkt über den Brandgansschwärmen müssen jedoch vermieden werden.



Abb. 9: Mausernde Brandgänse am Rastplatz bei Niedrigwasser. Viele Tiere bleiben bei der Passage des Flugzeugs auf dem Bauch liegen und nehmen nicht einmal den Schnabel aus dem Rückengefieder (Foto: N. KEMPF).

Fig. 9: Moulting Shelducks at their roost during low tide. Many birds stay very calm during the passage of the aircraft and even keep their heads under their wings (Photograph: N. KEMPF).

Bestandsentwicklung

Der Brandgans-Mauserbstand im deutschen Wattenmeer hat nach Beginn der jährlichen Zählungen 1988 bis zur Jahrtausendwende zugenommen und ist seither um etwa ein Drittel zurückgegangen. Diese Veränderungen haben wahrscheinlich wenig mit einer Zu- oder Abnahme der nordwesteuropäischen Brandganspopulation zu tun.

SCOTT & ROSE (1996) schätzten den Gesamtbestand der nordwesteuropäischen Brandgänse für den Zeitraum 1990 bis 1995 auf 300.000 Tiere. Bis heute gilt diese Zahl als Basis für die Berechnung des 1%-Kriteriums für Feuchtgebiete internationaler Bedeutung (WETLANDS INTERNATIONAL 2014).

Für den Zeitraum 1987 bis 1996 wird in internationalen Auswertungen ein stabiler Trend für die nordwesteuropäische Brandganspopulation ermittelt, für den Zeitraum 1997 bis 2007 ein zunehmender Trend (DELANY et al. 1999, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, WETLANDS INTERNATIONAL 2012).

Nach den Rastvogelzählungen über das ganze Jahr weist der Gesamtbestand der Brandgänse im Wattenmeer von 1987 bis 1995 einen abnehmenden und seither bis 2010 einen weitgehend stabilen Trend auf (BLEW et al. 2013). Der Trend des Winterbestandes in Großbritannien ist seit Mitte der 1990er Jahre bis 2010 leicht abnehmend (HOLT et al. 2012). Für eine Bewertung der Mauerbestandsentwicklung im Dithmarscher Wattenmeer ist der Vergleich mit anderen Mauergebieten notwendig.

Im dänischen Wattenmeer werden alle Rastvögel seit langem vom Flugzeug aus bei Hochwasser erfasst. Seit Jahrzehnten mausern jährlich etwa 2.000 bis 6.000 Brandgänse dort ihre Flügelfedern. In der Zeit von 2001 bis 2010 ist diese Zahl auf 13.000 angestiegen (LAURSEN & FRIKKE 2013). Die Mauerplätze liegen vor allem im Norden des dänischen Wattenmeeres südlich von Esbjerg und ganz im Süden vor dem Margrethekoog. (Dieser Bereich wird bei Eiderenten- und Seehund-Zählflügen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer mit erfasst.). Die Mauerplätze im Norden werden wahrscheinlich bis heute genutzt, wie eine eigene Zählung bei Niedrigwasser am 9. August 2013 mit 11.770 insgesamt gezählten Tieren zeigt.

Im niederländischen Wattenmeer mauserten in den 1960er Jahren einige hundert Brandgänse (SPAANS & SWENNEN 1968). Nach zwei Jahrzehnten ohne mausernde

Brandgänse wurden bei einem Zählflug 1991 an der friesischen Küste 16.000 und im Watt bei Wieringen 7.500 Tiere gezählt (SWENNEN & MULDER 1995). Der Mauerplatz bei Wieringen wurde danach von Land aus und vom Boot aus gezählt (5.300 Tiere in 1992, 2.300 in 1993 und 5.500 bis 6.400 in den Jahren 1998 bis 2000; SWENNEN & MULDER 1995, KLEEFSTRA et al. 2011). Inzwischen wurde ein neues Mauergebiet südlich der Insel Ameland entdeckt mit 4.500 bis 5.500 Tieren Ende Juli 2001 (SMIT 2001). Bei Flugzeugzählungen im Westteil des niederländischen Wattenmeeres wurden 2003 und 2004 etwa 12.500 mausernde Brandgänse erfasst. Im Jahr 2005 ergab eine kombinierte Erfassung im niederländischen Wattenmeer mit Boot und Flugzeug 23.000 Tiere im zentralen Abschnitt bei Ameland und 7.000 bei Wieringen (KRAAN et al. 2006). Bei unvollständigen Erfassungen des zentralen niederländischen Wattenmeeres in den folgenden Jahren wurden jährlich etwa 25.000 erfasst. Parallel dazu stiegen die Augustzahlen der Brandgänse bei den langfristigen monatlichen Zählungen an den Hochwasserrastplätzen entlang der friesischen Küste auf bis zu 77.000 im Jahr 2009 (VAN ROOMEN et al. 2002, KLEEFSTRA et al. 2011). Die jüngsten Zahlen für das niederländische Wattenmeer betragen 56.325 für 2010, 51.580 für 2011 und 66.953 für 2012 (KEMPF & KLEEFSTRA 2013) sowie 43.000 für 2013 und 42.000 für 2014 (KLEEFSTRA pers. Mitt.).

Kleine Mauerplätze in verschiedenen Flussmündungen Großbritanniens sind schon sehr lange bekannt (PATTERSON 1982). Generell weisen Brandgänse in Großbritannien seit 1995 leicht negative Trends auf (HOLT et al. 2012). Die Augustwerte für die Ästuarer Mersey, Humber und Severn liegen zumindest 2010 unter dem Durchschnitt und der Index für August 2005 bis 2009 weist grob 25.000 Tiere für das ganze Land aus (die Hälfte des Jahresmaximums vom Januar mit 52.000 Brandgänsen). Die aus verschiedenen Gebieten zusammengetragenen Augustzahlen legen nahe, dass in Großbritannien in den letzten 15 Jahren zusammen jeweils weniger als 20.000 Brandgänse ihre Flügelmäuser verbraucht haben (HOLT et al. 2012).

Die Angaben aus den Nachbarländern sind lückenhaft. Oft wurden nur Teilbereiche erfasst oder in einigen Jahren wurde gar nicht gezählt. In vielen Publikationen werden nur Mittelwerte für mehrere Jahre oder Indices angegeben oder nur die Jahresmaxima der Zählgebiete, bei den Brandgänsen in den britischen Ästuaren also Herbst- oder Winterzahlen. Eindeutige jährliche Zahlen gibt es selten. In Abb. 10 wurden die verfügbaren Informationen über Zahlen mausernder Brandgänse in den

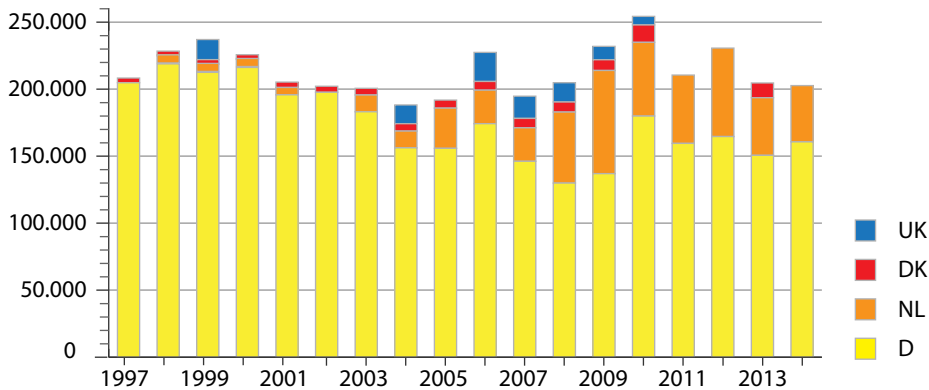


Abb. 10: Bestände mausernder Brandgänse in Deutschland, den Niederlanden, Dänemark und Großbritannien – nach eigenen Daten und soweit Zahlen in der Literatur oder durch persönliche Kontakte verfügbar waren (siehe Text).

Fig. 10: Numbers of moulting Shelducks in Germany, The Netherlands, Denmark and the United Kingdom – own data and as far as data were available in literature or by personal communication.

Nachbarländern zusammengeführt. Fehlende Säulen in einem Jahr müssen nicht die Abwesenheit mausernder Brandgänse bedeuten.

Um die Jahrtausendwende, in den Jahren der maximalen Bestandszahlen im deutschen Wattenmeer, haben wahrscheinlich nur grob 30.000 Brandgänse die Mauserzeit in den Nachbarländern verbracht. Für diese Zeit wurden im deutschen Wattenmeer auf der Basis von Vogeltagen und einer angenommenen 24-tägigen Flugunfähigkeit eine Gesamtzahl von etwa 250.000 bis 270.000 Individuen über die ganze Mausersaison ermittelt. Dieses Ergebnis korrespondiert gut mit dem Wert von 300.000 Tieren für den nordwesteuropäischen Gesamtbestand, der überwiegend auf der Basis von Winterzählungen ermittelt wurde und auch Jungtiere vor ihrer ersten Flügelmauser einschließt (SCOTT & ROSE 1996, WETLANDS INTERNATIONAL 2014).

Damit haben in den Jahren 1997 bis 2004 (um und über 6 Mio. Vogeltage flugunfähiger Brandgänse) etwa 90 % der adulten Brandgänse Nordwesteuropas ihre Flügelmauser in dem relativ kleinen deutschen Mausergebiete nördlich der Elbmündung verbracht. In der jüngeren Zeit ist dieser Wert auf etwa zwei Drittel zurückgegangen.

Wahrscheinlich haben sich die Bestandszahlen mausernder Brandgänse in Großbritannien und Dänemark in den letzten 15 Jahren nur wenig verändert. Sie liefern keine Erklärung für den starken Rückgang des Mauserbestandes in Deutschland. Offensichtlich mausern die meisten der im Dithmarscher Wattenmeer fehlenden Tiere in den Niederlanden.

Welche Gründe für die Veränderung der Mausertradition verantwortlich sind, kann anhand von Zählungen aus der Luft kaum zuverlässig beantwortet werden.

Diese Verschiebungen bedeuten mit hoher Wahrscheinlichkeit, dass das Mausergebiete im Dithmarscher Wattenmeer die Anforderungen der Brandgänse nicht optimal erfüllt. Immer wieder „probieren“ schwankende Anzahlen von Tieren andere Bereiche im Wattenmeer aus, offensichtlich auf der Suche nach besser geeigneten Gebieten.

KRAAN et al (2006) vermuten, dass ein reiches Vorkommen von Schlickkrebsen die Brandgänse zur Etablierung des neuen Mausergebietes südlich von Ameland veranlasst hat. Ein gutes Nahrungsangebot ist für die Brandgänse sicherlich von Vorteil, aber wahrscheinlich nicht entscheidend. Der primäre Faktor für die Wahl des Mausergebietes ist – nach allen Beobachtungen der letzten 25 Jahre – die Erfüllung der Sicherheitsanforderungen der flugunfähigen Tiere. Diese umfassen größtmögliche Entfernung von besiedeltem Land, gleichzeitig Schutz vor hohem Wellengang von der offenen Nordsee durch hohe Sandbänke, lange trocken liegende Sandbänke und Prielufer, wo auch bei Niedrigwasser genügend Wasser stehen bleibt für eine eventuelle Flucht im Notfall. Weiter wichtig sind hoch liegende Wattflächen in der Nähe, wo die Tiere Hochwasser in ruhigem Wasser schwimmend verbringen können, sowie möglichst wenige Beunruhigungen durch Boote und Schiffe.

Brandgänse können nicht wie mausernde Eiderenten oder Tauchenten tagelang auf dem Wasser schwimmen,

insbesondere bei Wellengang, und sie können daher ihr Mausergebiet nicht einfach Richtung See ausdehnen. Außerdem ist auch der Aufenthalt im Wasser nicht ohne Risiko. In den letzten 25 Jahren wurden mehrfach massive Fluchtreaktionen wegen offensichtlicher Übergriffe von Seehunden beobachtet.

Ein verringerter Salzgehalt im Bereich der Flussmündungen ist sicherlich von Vorteil während der etwa vierwöchigen Flugunfähigkeit. Er verringert den physiologischen Aufwand, solange kein Süßwasser zum Trinken aufgesucht werden kann. Notwendig ist dieser Aspekt nicht, wie der neue Mauserplatz bei Ameland zeigt.

Der neue Mauserplatz bei Ameland widerspricht nicht dem Aspekt Störungsarmut. Er liegt im Bereich einer Wattwasserscheide, wo Boote nicht durchfahren können. Bootsverkehr entlang der Küste zwischen Ameland und dem Festland verläuft auf nördlich gelegenen Prielverbindungen (KLEEFSTRA pers. Mitt.).

Räumliche Verteilung im Dithmarscher Wattenmeer

Die Verlagerungen innerhalb des Dithmarscher Mausergebietes haben überwiegend denselben Hintergrund wie die großräumigen Verschiebungen. Die Brandgänse versuchen das beste Gebiet, bzw. das mit den geringsten Nachteilen zu finden.

Priele verändern sich, werden größer oder kleiner. Manche Nebenpriele, in denen z. B. am Klotzenloch vor zehn Jahren bis zu 17.000 Tiere angetroffen wurden, sind ganz verlandet. Mitte der 2010er Jahre fiel der große Priel Schatzkammer-Süd bei Niedrigwasser fast trocken. Damit war dort ein sicherer Aufenthalt für die flugunfähigen Brandgänse nicht mehr gegeben und die Tiere mussten Alternativen finden.

Neben morphologischen Veränderungen des Wattgebietes kommen auch Störungen durch Boots- und Schiffsverkehr, insbesondere Krabbenfischerei, als Grund für Verlagerungen der Brandgänse in Frage. Krabbenkutter werden regelmäßig in allen für die Brandgänse wichtigen Prielen angetroffen und oft können direkte Störungen beobachtet werden. Auch wöchentliche Befliegungen jedes zweite Jahr ergeben immer nur eine halbstündige Momentaufnahme. Wo wieviele Störungen in der restlichen Zeit vorkommen, bleibt unklar. Insofern ist ein Nachweis, dass der Schiffsverkehr die Ursache der Verlagerungen zwischen Teilgebieten oder gar in die Niederlande ist, schwierig.

Für den markanten Wechsel der mausernden Brandgänse vom Trischengebiet in das südliche Dithmarscher Wattenmeer von 1991 auf 1992 konnte bisher keine befriedigende Erklärung gefunden werden.

Vor etwa zehn Jahren haben morphologische Veränderungen zur Entwicklung von zwei neuen Mausergebieten am westlichen Rand des Dithmarscher Wattenmeeres geführt. D-Steert westlich Trischen und Gelbsand an der Außenelbe waren in den 1990er Jahren weiter westlich liegende, bei Hochwasser überspülte Wattflächen. Bei ihrer Wanderung nach Osten haben sie sich verkleinert und aufgehöhht. Beides sind heute Sandinseln, die erst bei einem Wasserstand von schätzungsweise 0,7 m über Mittlerem Tidehochwasser überspült werden. Und auch dann noch bieten sie Schutz vor dem Wellengang der offenen Nordsee. Sobald die Westkante des Gelbsandes bei Hochwasser knapp trocken blieb, nahmen dort die Brandganzahlen zu.

Der Buschsandbereich entspricht nicht dem typischen Mausergebiet. Es gibt dort wenig feste Wattufer und stattdessen ausgedehnte Gebiete mit einem sehr flachen Wasserstand zwischen der Sandinsel D-Steert und Trischen. Dort finden die flugunfähigen Tiere offensichtlich Schutz vor Wellengang, Bootsverkehr und wohl auch Seehunden.

Die schnelle Verlagerung in diese beiden Gebiete deutet auf zwei Aspekte hin: Die Brandgänse sind unter Druck, neue bessere Gebiete zu finden. Und die Abgeschiedenheit des Gebietes ist wichtiger als die Nähe zu Nahrung bietenden Misch- oder Schlickwatten.

Phänologie

Peter TODT, ehemaliger Vogelwart von Trischen, beobachtete in den 1980er und 1990er Jahren regelmäßig die ersten flugunfähigen Tiere recht genau am 1. Juli (pers. Mitt.). Seit genügend Flüge zur Verfügung stehen, wurden auch steile Anstiege der Zahl mausernder Brandgänse in den letzten Junitagen in manchen Jahren nachgewiesen. Dennoch ist der 1. Juli ein guter Richtwert für den Beginn der eigentlichen Mauserperiode.

Die enorme tägliche Zunahme des Mauserbestands von 4.000 bis über 8.000 pro Tag im Juli kann kaum ohne ständigen direkten Zuzug von Brandgänsen ins Mausergebiet erklärt werden. Zählungen an den benachbarten Hochwasserrastplätzen entlang der Küste des südlichen Dithmarschens von Friedrichskoog bis Neufeld ergeben zwar hohe Bestände von grob 25.000 von Mitte Juni bis

Mitte Juli (GÜNTHER, pers. Mitt.). Viele Tiere füllen offensichtlich im Bereich der Elbmündung vor dem Abwerfen der Federn ihre Fettreserven auf. Wenn alle Brandgänse dort vor der Mauser einen Zwischenstopp einlegen würden, ergäbe sich rechnerisch eine sehr kurze Aufenthaltszeit von drei bis sechs Tagen. Wahrscheinlich ist der Vormauser-Aufenthalt in den Schlickwatten der Elbmündung nur für einen Teil des Mauserbestandes von Bedeutung. Der andere Teil der Tiere steuert die eigentlichen Mausergebiete direkt an.

Eine enge Zählreihe erlaubt die Abschätzung des Austauschs von Individuen über die Saison. Eine sehr synchrone Mauser ergibt einen schmalen, eine zeitlich gedehnte Mauser einen breiten Kurvenverlauf. Bei gleich vielen insgesamt mausernden Tieren ergeben sich dabei jeweils unterschiedliche Maximalwerte. Dies und die oft sehr kurze Anwesenheit des saisonalen Höchstbestandes kann leicht zu Fehleinschätzungen der tatsächlichen Verhältnisse führen und ist eine weitere Erklärung für die Schwierigkeiten, einen zuverlässigen Bestandsverlauf über alle Mausergebiete in Nordwesteuropa zu ermitteln (Abb. 10).

Der Schutz der mausernden Brandgänse muss sich auf den Zeitraum Juli und August konzentrieren. Ein intensiver Schutz in diesen zwei Monaten, mit denen im Allgemeinen über 95 % der Mauser-Vogeltage erfasst werden, ist einem schwachen Schutz über einen längeren Zeitraum vorzuziehen.

Nächste Schritte

Es ist nun klar, dass größere Teile der nordwesteuropäischen Brandganspopulation in verschiedenen Abschnitten des internationalen Wattenmeeres ihre Flügelmauser verbringen. Außerhalb des Wattenmeeres mausern vermutlich nur wenige Tiere. Jetzt ist es notwendig, ein methodisch abgestimmtes Monitoring für alle Wattenmeerländer zu etablieren. Es besteht damit die Chance, fast die gesamte Population einer bedeutenden europäischen Vogelart jährlich mit einer sehr hohen Genauigkeit zu erfassen.

Erste Ansätze sind gemacht in der Zusammenarbeit im Brandgans-Monitoring (KEMPF & KLEEFSTRA 2013). Eine Erfassung der im dänischen Wattenmeer mausernden Brandgänse wäre möglich an ein oder zwei Terminen im Sommer im Anschluss an den Eiderenten-Zählflug der schleswig-holsteinischen Nationalparkverwaltung. Der zusätzliche Aufwand ist relativ gering, ein Test im Jahr 2013 verlief erfolgreich.

Im niederländischen Wattenmeer können nicht in einer knappen Stunde alle mausernden Brandgänse erfasst werden, auch wenn nur gezielt die bekannten Mauserplätze angeflogen würden. Hier müssen mehr Mittel aufgebracht werden, um ein aussagefähiges Zählprogramm zu etablieren.

Dank

Die RWE Dea AG und der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein haben freundlicherweise der Veröffentlichung der in ihrem Auftrag erhobenen Daten zugestimmt. Barbara GANTER, Gregor SCHEIFFARTH, Stefan WOLFF und Volkmar FRITZ haben wesentlich zur Verbesserung des Manuskripts beigetragen.

Summary: Numbers and distribution of moulting Shelducks in the German Wadden Sea from 1988 to 2014.

The majority of the northwest European population of Shelduck *Tadorna tadorna* spends their annual wing moult in a relatively restricted area around the Elbe estuary and the island of Trischen. In the same area the RWE Dea AG and Wintershall Holding GmbH have been carrying out oil drilling operations at the platform Mittelplate since 1985. From 1988 onwards the birds have been counted annually using aerial photographs. In 1997 a regular monitoring programme has been established, with about ten aerial surveys per season in odd years (commissioned by RWE Dea AG) and three counts per season in even years (commissioned by the National Park Schleswig-Holstein Wadden Sea).

After the inception of regular counts in 1988, numbers of Shelducks in the traditional moulting area between Knechtsand and Trischen increased up to an annual maximum of nearly 220,000 birds around the turn of the millennium. Since then, numbers have been decreasing almost continually and the annual maximum in late July or early August has been around 150,000 to 160,000 birds in recent years.

The Danish Wadden Sea and some British estuaries have been used for decades as moulting sites by smaller numbers of Shelducks, and no substantial changes in numbers have occurred there. The numbers of moulting birds in the Dutch Wadden Sea, however, have increased from a few thousand in the 1990s to about 40,000 to 70,000 in recent years. Apparently, part of the Shelduck population has switched their moulting area from the

German to the Dutch Wadden Sea. Thus, the proportion of northwest European Shelducks moulting in the German Wadden Sea has decreased from about 90% to about two thirds.

These large-scale shifts, but also the small-scale changes within the moulting area in the Elbe estuary, suggest that Shelducks are constantly in search for good or better moulting areas. The main criterion for the choice of moulting areas seems to be their remoteness, i.e. protection from human disturbances and predators.

This background should give reason to increased effort in protecting the moulting sites. The affected areas are relatively small and the annual critical time period is short (July and August). Because of the disjunct moulting distribution in different parts of the Wadden Sea an internationally coordinated monitoring programme should be developed.

Literatur

- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. Birds in Europe, population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- BLEW, J., K. GÜNTHER, B. HÄLTERLEIN, R. KLEEFSTRA, K. LAURSEN, G. SCHEIFFARTH 2013. Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 - 2010/2011. Wadden Sea Ecosystem No. 31. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- DELANY, S. N., C. REYES, E. HUBERT, S. PIHL, E. REES, L. HAANSTRA, & A. VAN STRIEN 1999. Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996. Wetlands International Publication 54, Wageningen, The Netherlands.
- HOLT, C. A., G. E. AUSTIN, N. A. CALBRADE, H. J. MELLAN, R. D. HEARN, D. A. STROUD, S. R. WOTTON & A. J. MUSGROVE 2012. Waterbirds in the UK 2010/11: The Wetland Bird Survey. BTO/RSPB/ JNCC, Thetford.
- KEMPF, N. 1993, 1997, 1999, 2001, 2003, 2005, 2007, 2009, 2011, 2013. Räumliche und zeitliche Verteilung von Brandgänsen zur Mauserzeit im Wattenmeer. Gutachten im Auftrag der RWE-Dea AG.
- KEMPF, N. 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014. Mausernde Brandgänse im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Gutachten für den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein.
- KEMPF, N. & R. KLEEFSTRA 2013. Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010-2012. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- KEMPF, N. & V. FRITZ 2014. Auswertung von Luftfotos großer Vogelschwärme mit Hilfe der Software ImageJ. www.kempf.bernstorffstrasse.info (abgerufen 13.10.2014).
- KLEEFSTRA, R., C. SMIT, C. KRAAN, G. AARTS, J. VAN DIJK & M. DE JONG 2011. Growing importance of the Dutch Wadden Sea as a moulting area for Common Shelduck *Tadorna tadorna* (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung). Limosa 84: 145-154.
- KRAAN, C., T. PIERSMA, A. DEKINGA & B. FEY 2006. New moulting area for Shelduck *Tadorna tadorna* in the western Dutch Wadden Sea offers plenty of Mudshrimps *Corophium volutator* and little disturbance (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung). Limosa 79: 19-24.
- LAURSEN, K. & J. FRIKKE 2013. Staging waterbirds in the Danish Wadden Sea 1980-2010 (Dänisch mit englischer Zusammenfassung). Dansk Orn. Tidsskr. 107: 1-184.
- NEHLS, G., N. KEMPF & M. THIEL 1992. Bestand und Verteilung mausernder Brandenten (*Tadorna tadorna*) im deutschen Wattenmeer. Vogelwarte 36: 221-232.
- OELKE, H. 1993. Brandgans-Mauserplatz Großer Knechtsand existiert nicht mehr. Beitr. Naturk. Niedersachsens 46: 1-5.
- PATTERSON, I. J. 1982. The Shelduck - a study in behavioural ecology. Cambridge.
- SCOTT, D. A. & P. M. ROSE 1996. Atlas of Anatidae populations in Africa and western Eurasia. Wetlands International Publication No. 41. Wetlands International, Wageningen, NL. 336 pp.
- SMIT, J. 2001. Nieuwe ruiplaats van Bergeenden in de Waddenzee. Nieuwsbrief Nederlandse Zeevogel Groep 3: 23.
- SPAANS, A. L. & C. SWENNEN 1968. De vogels van Vlieland. Wetenschappelijke Mededeling KNNV no. 75. KNNV, Hoogwoud / Fryske Akademy, Leeuwarden.
- SWENNEN, C. & T. MULDER 1995. Moulting Shelducks *Tadorna tadorna* in the Dutch Wadden Sea (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung). Limosa 68: 15-20.
- VAN ROOMEN, M. W. J., E. A. J. VAN WINDEN, K. KOFFIJBERG, B. VOSLAMBER, R. KLEEFSTRA, G. OTTENS & SOVON GANZEN- EN ZWANENWERK GROEP 2002. Watervogels in Nederland in 2000/2001. RIZA-rapport BM02.15/Sovon-monitoringrapport. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- WETLANDS INTERNATIONAL 2012. Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area - fifth Edition. http://www.unep-aewa.org/sites/default/files/document/mop5_14_csr5_0.pdf (abgerufen 13.10.2014).
- WETLANDS INTERNATIONAL 2014. "Waterbird Population Estimates". Retrieved from wpe.wetlands.org <http://wpe.wetlands.org/view/2107> (abgerufen 13.10.2014).

Wo ist die Brandgans? Erste Ergebnisse des Satellitentelemetrie-Projektes

Dagmar Cimiotti^{1,2}, Hermann Hötker¹ & Stefan Garthe²

CIMIOTTI, D., H. HÖTKER & S. GARTHE 2014. Wo ist die Brandgans? Erste Ergebnisse des Satellitentelemetrie-Projektes. Corax 22, Sonderheft 1: 44.

Fast alle adulten Brandgänse Nordwesteuropas, rund die Hälfte des Weltbestandes, versammeln sich einmal im Jahr in einem kleinen Bereich in der Elbmündung im Deutschen Wattenmeer, um ihr Großgefieder zu erneuern. Deutschland kommt dem Erhalt der Art deshalb eine hohe Verantwortung zu.

Dennoch ist erstaunlich wenig bekannt darüber, welche Bereiche des Wattenmeeres von Brandgänsen zu verschiedenen Zeiträumen im Jahresverlauf genutzt werden. Die kleinräumige Nutzung dieser Bereiche bei verschiedenen Umweltbedingungen ist ebenfalls nicht bekannt. Kenntnisse über die Nutzung des Wattenmeeres sind eine notwendige Grundlage für Schutzkonzepte, besonders im Hinblick auf abnehmende Bestandszahlen im Mauergebiet seit einigen Jahren. Das Ziel dieser Arbeit ist es, Wissenslücken in diesem Bereich zu schließen.

Dafür wurden im Jahr 2011 drei Brandgansweibchen, im Jahr 2012 fünf Brandgansmännchen mit solarbetriebenen GPS-Satellitensender ausgestattet. Die Sender zeichnen von Juli bis Ende Oktober, also zu den Wanderzeiträumen der Brandgänse, stündlich die geografischen Positionen auf. In den übrigen Zeiträumen wird die geografische Position zweimal täglich aufgezeichnet.

Im Vortrag werden die ersten Ergebnisse der Arbeit vorgestellt.

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen, E-Mail: dagmar.cimiotti@ftz-west.uni-kiel.de

² Forschungs- und Technologiezentrum Büsum, Universität Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum



Brandgans *Tadorna tadorna*. Foto: M. STOCK

Uferschnepfen im und am Wattenmeer - Bestandsentwicklungen und Populationsbiologie

Hermann Hötker¹, Angela Helmecke¹, Dominic Cimiotti¹, Jochen Bellebaum²

HÖTKER, H., A. HELMECKE, D. CIMIOTTI & J. BELLEBAUM 2014. Uferschnepfen im und am Wattenmeer – Bestandsentwicklungen und Populationsbiologie. Corax 22, Sonderheft 1: 45.

Uferschnepfen gehören zu den stark bedrohten Vogelarten. Ihre Bestände gehen nicht nur in Deutschland, sondern weltweit stark zurück. In Deutschland befinden sich viele der am dichtesten besiedelten Brutgebiete in der Nähe der Küsten.

Zur Erarbeitung von Grundlagen für den Schutz der Uferschnepfen in Schleswig-Holstein wurden seit 2008 im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) des Landes Schleswig-Holstein der Bruterfolg und die Überlebensrate von Uferschnepfen in küstennahen und binnenländischen Brutgebieten untersucht. Dazu wurden bis 2011 137 Uferschnepfen mit individuellen Farbringkombinationen ausgestattet.

Erste Ergebnisse zeigen vergleichsweise hohe Überlebensraten der Altvögel und geringe Bruterfolgsraten. Aus den vorhandenen Daten lässt sich abschätzen, welche Bruterfolgsraten erreicht werden müssten, um den Bestand zu stabilisieren und wie viele Schutzgebiete dazu notwendig wären. Abschließend werden einige erfolgreiche Beispiele zum Schutz von Uferschnepfen vorgestellt.

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen

² Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde

Informationen

Jagd und Artenschutzbericht 2013, S. 90-92.

http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/09_Artenschutz/05_Artenjagdschutzbericht/PDF/Jagd_und_Artenschutz_2013__blob=publicationFile.pdf (abgerufen 15.10.2014)

Homepage Life Limosa Projekt

<http://www.life-limosa.de/>

Populationsdynamik des Seeregenpfeifers an der Westküste Schleswig-Holsteins

Dominic V. Cimiotti¹, Hermann Hötker¹, Rainer Schulz² & Jochen Bellebaum³

CIMIOTTI, D. V., H. HÖTKER, R. SCHULZ & J. BELLEBAUM 2014. Populationsdynamik des Seeregenpfeifers an der Westküste Schleswig-Holsteins. Corax 22, Sonderheft 1: 46.

Der Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*) zählt zu den in Deutschland vom Aussterben bedrohten Vogelarten. Mehr als 95% des bundesweiten Bestandes brüten in Schleswig-Holstein.

Als Basis für Schutzaktivitäten wurden seit dem Jahr 2009 im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) des Landes Schleswig-Holstein verschiedene populationsbiologische Parameter der im Land brütenden Seeregenpfeifer untersucht.

Der Brutbestand hat sich im Untersuchungszeitraum von 166 Paaren in 2009 auf 231 Paare im Jahr 2011 erhöht. Fast alle Seeregenpfeifer brüten aktuell in den „Naturschutzkögen“ der Westküste, insbesondere im Beltringharder Koog mit 140 Paaren im Jahr 2011.

In optimalen Bereichen betrug der dortige Reproduktionserfolg teilweise mehr als einen flüggen Jungvogel pro Brutpaar und Jahr. Im Gegensatz dazu geht der Bruterfolg am wichtigsten natürlichen Brutplatz bei St. Peter-Ording seit Jahren gegen Null. Die (drohende) Auflösung dieses Brutplatzes wird durch mehrere Umsiedlungen oder Beobachtungen dort individuell markierter Altvögel bis ins dänische Wattenmeer verdeutlicht.

Auf Basis farbmarkierter Individuen aus dem Beltringharder Koog und dem Vorland von St. Peter-Ording können erstmals lokale Überlebensraten berechnet werden, um den für den Bestandserhalt nötigen Minimal-Reproduktionserfolg abzuschätzen.

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen, E-Mail: dominic.cimiotti@nabu.de

² Schutzstation Wattenmeer, Hafenstr. 3, 25813 Husum

³ Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde

Literatur

Jagd und Artenschutzbericht 2013, S. 67-71.

http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/09_Artenschutz/05_ArtenJagdschutzbericht/PDF/Jagd_und_Artenschutz_2013__blob=publicationFile.pdf (abgerufen 15.10.2014)

Last orders, please! - Wovon leben Lachseeschwalben in Dithmarschen?

Markus Risch

RISCH, M. 2014. Last orders, please! - Wovon leben Lachseeschwalben in Dithmarschen? Corax 22, Sonderheft 1: 47.

Die letzten Lachseeschwalben Mitteleuropas brüten derzeit mit etwa 40 Paaren im Mündungsgebiet der Elbe, auf der schleswig-holsteinischen Seite in den Vorländern des Neufelderkooges. Aber wovon leben sie dort eigentlich? Das küstennahe Dithmarschen ist insgesamt ökologisch stark entwertet, von industrieller Landnutzung und einer daran ausgerichteten Wasserwirtschaft geprägt. Für eine Seeschwalbe, die sich als opportunistischer Kleintierfänger aus limnischen und binnenländischen Habitaten ernährt, stellt sich die Frage, ob es in diesem Raum eine tragfähige Nahrungsgrundlage gibt bzw. geben kann. Bisher lagen dazu Einzelbeobachtungen, aber kaum systematisch gewonnene Daten vor.

Neueste nahrungsanalytische Untersuchungen seit 2010 zeigten, dass folgende Taxa die Nahrungsgrundlage bilden: Wollhandkrabben (quantitativ wichtig, aber mit räumlich begrenztem Vorkommen), Insekten, Regenwürmer, Frösche, Mäuse. Daneben traten Kleinfische (fast ausschließlich aus Binnengewässern) und Küken anderer Bodenbrüter im Beutespektrum auf, spielten aber nur eine geringe Rolle. Auf das umfangreiche empirische Datenmaterial wurden tiefer gehende Analysen zu raum-zeitlichen sowie verhaltensökologischen Aspekten angewendet, die einen Einblick in das Leben der seltensten einheimischen Seeschwalbe ermöglichen und Grundlagen für ein Schutzprogramm liefern.

Bauernvogtkoppel 77, 22393 Hamburg, E-Mail: markus.risch@accipiter.de

Literatur

Jagd und Artenschutzbericht 2013, S. 63-66.

http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/09_Artenschutz/05_ArtenJagdschutzbericht/PDF/Jagd_und_Artenschutz_2013__blob=publicationFile.pdf (abgerufen 15.10.2014)



Meerstrandläufer *Caliris maritima*. Foto: M. STOCK



Abendstimmung im Wattenmeer. Foto: M. STOCK

Von Weihen und Mäusen - Nahrungsökologische Untersuchungen an Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“

Nadine Knipping¹, Janina Voskuhl² & Julia Stahl³

KNIPPING, N., J. VOSKUHL & J. STAHL 2014. Von Weihen und Mäusen – Nahrungsökologische Untersuchungen an Kornweihen *Circus cyaneus* im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Corax 22, Sonderheft 1: 49-58.

Die Beziehung zwischen Räubern und ihrer Beute stellt sich oftmals in komplexen Zusammenhängen dar. Greifvögel sind hinsichtlich ihrer Nistplatzwahl und einer erfolgreichen Reproduktion in besonderem Maße vom Vorkommen und Verfügbarkeit ihrer Beutetiere abhängig. Kornweihen *Circus cyaneus* sind in Deutschland eine stark bedrohte Brutvogelart, deren Brutareal sich einzig auf die Ostfriesischen Inseln im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ beschränkt. Der Brutbestand ist seit mehreren Jahren deutlich rückläufig. Als möglicher Grund hierfür wird unter anderem eine Verschlechterung der Nahrungsgrundlage im Brutgebiet angeführt. Vor diesem Hintergrund wurde in einem ersten Untersuchungsansatz in der Brutsaison 2011 auf der Insel Langeoog versucht, sowohl das Nahrungsangebot an Kleinsäugetern als auch die Nahrungswahl von Kornweihen während der Jungenaufzucht zu analysieren. Da Wühlmäuse (Arvicolinae) die Hauptbeute von Kornweihen während der Brutzeit darstellen, wurde mittels einer Fang-Wiederfang-Methode Vorkommen und Dichte verschiedener Wühlmausarten in unterschiedlichen Habitattypen untersucht. Gleichzeitig wurde mit Hilfe des Einsatzes von Nestkameras und der Analyse von Jungvogelgewöllen das Nahrungsspektrum der Kornweihen während der Jungenaufzucht bestimmt. Die beiden Methoden zur Analyse des Nahrungsspektrums wurden zudem vergleichend untersucht.

Säugetiere, unter ihnen vor allem Wühlmausarten der Gattungen *Microtus* und *Myodes* stellen die Hauptnahrung nicht-flügger Kornweihen dar. Weiterhin kommen sowohl Singvögel als auch Nicht-Singvögel als Beutetiere im Nahrungsspektrum vor. Die Anteile verschiedener Beutearten am Gesamtnahrungsspektrum können in den untersuchten Nestern allerdings sehr unterschiedlich sein. Die Ergebnisse der Kleinsäugeterstudie deuten darauf hin, dass die drei nachgewiesenen Wühlmausarten Erdmaus *Microtus agrestis*, Feldmaus *Microtus arvalis* und Rötelmaus *Myodes glareolus* in den fünf untersuchten Habitattypen in deutlich unterschiedlichen Dichten vorkommen. Die Auswertung der Nestkameradaten einerseits und die Gewölleanalyse andererseits kommen im Hinblick auf die Anteile verschiedener Beutetiere im Nahrungsspektrum nestjunger Kornweihen in den beobachteten Nestern zu weitgehend übereinstimmenden Ergebnissen.

Die Ergebnisse dieser Teilstudie zu nahrungsökologischen Beziehungen zwischen Kornweihen und Wühlmäusen als Hauptbeute zur Brutzeit zeigen, dass das Beutespektrum in verschiedenen Nestern sehr unterschiedlich sein kann. Die räumliche Lage der Neststandorte zu den von den jeweiligen Männchen bejagten Habitattypen und den darin vorkommenden Beutearten kann einen deutlichen Einfluss auf die Nahrung für die Jungen in den Nestern haben. Zudem zeigen die Ergebnisse auch, dass für die Versorgung der Jungen in den Nestern nicht unbedingt hohe Dichten einer Beutearart ausschlaggebend sind, sondern vielmehr die Verfügbarkeit von Beutetieren in den jeweiligen Habitattypen. Inwiefern das vorhandene Nahrungsangebot und eine entsprechende Beutewahl der Kornweihen während der Jungenaufzucht Auswirkungen auf die jährlichen Reproduktionsraten und damit auf die Brutbestandsentwicklung dieser Greifvogelart im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ haben, kann mit Hilfe der vorliegenden Untersuchungsergebnisse noch nicht abschließend erklärt werden. Der hier vorgestellte Untersuchungsansatz wird dazu in den kommenden Jahren fortgeführt.

¹ Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU), AG Landschaftsökologie, Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, D-26111 Oldenburg, E-Mail: nadine.knipping@uni-oldenburg.de

² Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, AG Zoologie/Ökologie/Umweltbildung, Hochschule Osnabrück, D-49090 Osnabrück.

³ Sovon Vogelonderzoek Nederland, Postbus 6521, NL-6503 GA Nijmegen.

Einleitung

Räuber-Beute-Beziehungen zeigen zwei Seiten einer Medaille. Auf der einen Seite sind die Beutetiere, deren Vorkommen, Dichte und Verfügbarkeit in verschiedenen Habitaten unterschiedlich sein kann (BAKER & BROOKS

1981; BEGON et al. 1996). Auf der anderen Seite stehen die Räuber mit ihrer entsprechenden Nahrungswahl und einem daraus resultierenden Beutespektrum. Für verschiedene Greifvogelarten stellen Wühlmäuse (v. a. *Microtus* spec.) vielfach die Hauptbeute dar (GORMAN & REYNOLDS 1993; MEBS & SCHMIDT 2006). Angebot und

Verfügbarkeit von Wühlmäusen als geeignete und wichtigste Nahrungsquelle während der Brutzeit können daher wichtige Kenngrößen für die Ansiedlung von Brutpaaren und für eine erfolgreiche Reproduktion sein. So kann eine Beuteknappheit zu geringeren Reproduktionsraten führen und damit einen negativen Effekt auf die Populationsgröße haben (NEWTON 1998).

Die Brutpopulation von Kornweihen *Circus cyaneus* auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ ist seit mehreren Jahren stark rückläufig, wobei die Gründe hierfür bisher unklar sind (OBERDIEK et al. 2012). Als denkbare Ursache für den Bestandsrückgang der Kornweihen wurde unter anderem eine Verschlechterung der Nahrungsressourcen auf den Wattenmeerinseln diskutiert (KOFFIJBERG et al. 2006). Wühlmäuse stellen die Hauptbeute von Kornweihen insbesondere während der Brutzeit dar (REDPATH et al. 2002). Daher kann die Abundanz von Wühlmäusen einen entscheidenden Einfluss auf Brutpaarzahlen, Nahrungswahl und Gelegegröße haben (HAMERSTROM 1979).

Vor dem Hintergrund der negativen Bestandsentwicklung fehlen bislang detaillierte Kenntnisse nahrungsökologischer Zusammenhänge zwischen Kornweihen und ihrer Beute auf den Ostfriesischen Inseln, um die Situation der Brutpopulation besser einschätzen zu können. Im Rahmen dieser Teilstudie haben wir in einem ersten Ansatz versucht, sowohl die Räuber- als auch die Beuteseite zu beleuchten. Dabei wurden in der Brutsaison 2011 auf der Insel Langeoog parallele Untersuchungen sowohl zur Wahl der Nahrung für die Küken (Beutespektrum, Beuteartanteile am Gesamtbeutespektrum), als auch zum Nahrungsangebot (Abundanz und Verteilung von Beutearten) durchgeführt. Verschiedene Erfassungsmethoden sind dabei zum Einsatz gekommen. Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen sowie eine Einschätzung zur Anwendbarkeit und Aussagekraft der angewendeten Methoden sollen hier vorgestellt werden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchung fand in der Brutsaison 2011 (Ende April bis Mitte Juli) auf der Ostfriesischen Insel Langeoog (N 53°44'; E 7°31') statt. Die Insel ist Teil des UNESCO Weltnaturerbes und Nationalparks „Niedersächsisches Wattenmeer“. Von vier im Untersuchungs-jahr anwesenden Revierpaaren der Kornweihe konnten drei Neststandorte gefunden werden. Die hier beschriebenen Untersuchungen wurden an zwei Nestern durchgeführt.

Die Probeflächen für den Kleinsäugerfang befanden sich in den Grünland- und Dünenbereichen im Osten der Insel (Abb. 1).

Nestkameras

Zur Analyse des Beutespektrums der nicht flügenden Jungvögel wurden an zwei bekannten Gelegestandorten Nestkameras (Moultrie GameSpy i60, Archer's Choice Stealth Cam) kurz vor dem Schlupf der Gelege installiert (OBERDIEK et al. 2012). Die Kameras reagieren über einen Sensor auf Bewegungen der Jung- und Altvögel im Nest und lösen die Bildaufnahmefunktion aus. Fütterungsergebnisse sowie die verfütterten Beuteobjekte können anhand der aufgenommenen Bilder dokumentiert und bestimmt werden. Die Kameras blieben während der gesamten Aufzuchtphase der Küken an den Nestern. Für die weitere Auswertung wurden alle Bilddaten aus den ersten 20 Tagen ab dem Schlupf des jeweiligen Geleges herangezogen. Danach werden die Jungvögel teilweise auch außerhalb des Nestes gefüttert, so dass ab diesem Zeitpunkt nur noch lückenhaft das Fütterungsgeschehen am Nest abgebildet werden kann und die Datengrundlage für weitere Auswertungen nicht mehr ausreicht. Die Bestimmung der ans Nest gebrachten Beuteobjekte auf Artniveau war nur in wenigen Fällen eindeutig möglich. Daher wurden die Objekte in die Gruppen Wühlmaus (Arvicolinae), Echte Maus (Muridae), Säugetier (Mammalia), Singvogel (Passeriformes), Nicht-Singvogel (Non-Passeriformes), Vogel (Aves), Kornweihe (juv.) eingeteilt. Mit Hilfe der Nestfotos wurde das Beutespektrum der Jungvögel analysiert sowie der Anteil der verfütterten Beutetiere am Gesamtbeutespektrum der Jungvögel ermittelt.

Gewölleanalyse

Neben der Auswertung der Nestfotos wurde eine Analyse der Speiballen der Jungvögel vorgenommen. Die Gewölle wurden während der regelmäßigen Kontrollen (ca. 1 x pro Woche) in bzw. an den Nestern auf Langeoog gesammelt und im Labor auf Nahrungsreste hin analysiert. Die Bestimmung der Kleinsäuger erfolgte anhand vorhandener Zähne bzw. Zahnreihen in Unter- und Oberkiefer (TURNI 1999; JENRICH et al. 2010). Der Magen von Greifvögeln weist einen hohen Säuregehalt auf, sodass die aufgenommene Nahrung bei der Verdauung stark zersetzt wird (MÄRZ 2007). Nicht alle Beuteobjekte in den analysierten Gewölle waren daher bis auf Artniveau eindeutig bestimmbar. Waren im Gewölle keine oder unvollständige Zähne oder Kieferknochen vorhanden, wiesen zumindest Haare, Federn

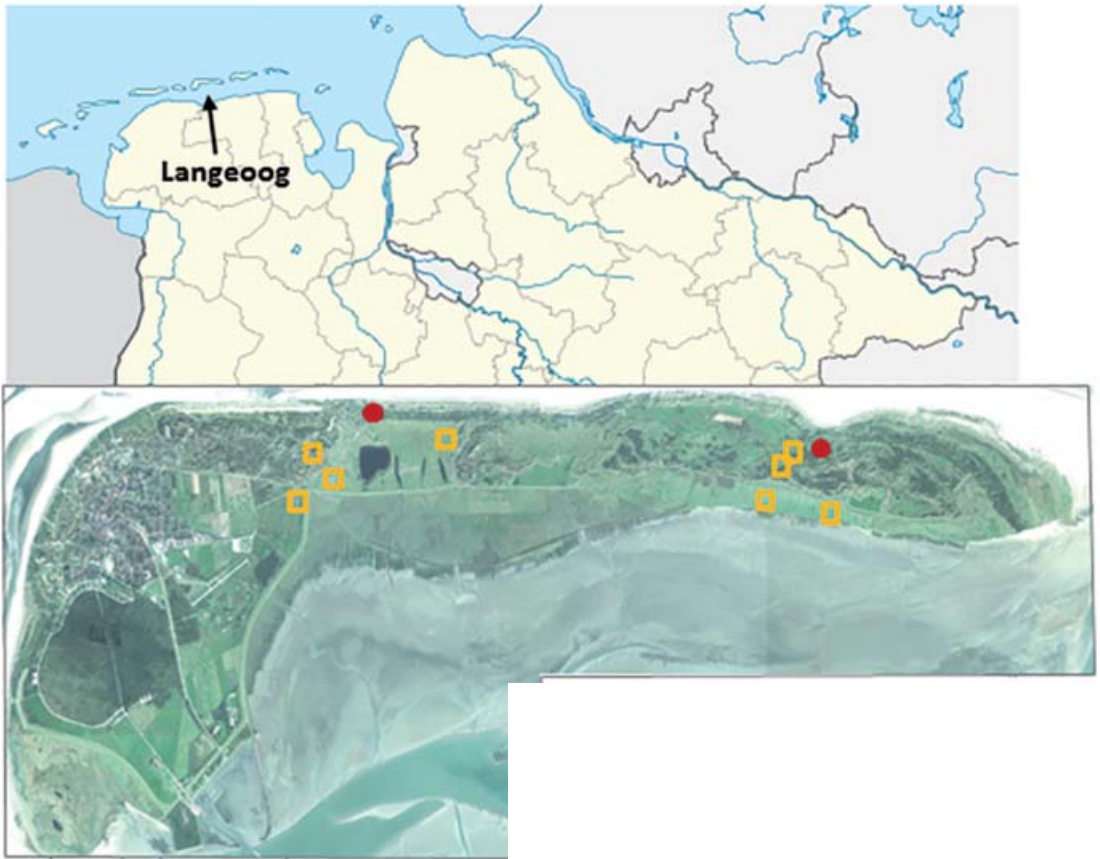


Abb. 1: Die Ostfriesische Insel Langeoog an der niedersächsischen Küste sowie Lage der untersuchten Kornweihennester (rote Punkte) und der Probeflächen für den Kleinsäugerfang (gelbe Quadrate), Quellen: www.wikipedia.org (Karte), Nationalparkverwaltung Nds. Wattenmeer, 2010 (Luftbild).

Fig. 1: The East-Frisian island of Langeoog at the coast of Lower Saxony with the location of Hen Harrier nest sites (red dots) and small mammals trapping plots (yellow squares).

oder andere Knochenreste darauf hin, ob es sich um einen Kleinsäuger (z. B. Wühlmaus), Vogel (z. B. Singvögel, Limikolenküken) oder Hasenartige (Kaninchen *Oryctolagus cuniculus*) handelte (VOSKUHL 2012). Pro Gewölle wurden die verschiedenen Beutearten und wenn möglich ihre jeweilige Anzahl bestimmt (HOEKSTRA et al. 1977). Reste von Vögeln (z. B. Teile des Brustbeins, Laufknochen, Schnabelreste, Federn) in Gewöllen wurden nicht auf Artniveau bestimmt, sondern lediglich in die Gruppen Singvogel und Nicht-Singvogel unterteilt. Durch die Gegenüberstellung der Ergebnisse der Fotoauswertung mit denen der Gewölleanalyse werden die beiden Methoden auf eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse hin überprüft.

Kleinsäugerpopulationsstudie

Die Auswahl der Probeflächen zur Untersuchung der Kleinsäugerpopulation auf Langeoog während der Brutzeit 2011 erfolgte anhand der bekannten Jagdhabitate von Kornweihen in den Habitattypen Obere Salzwiese, Graudünen-Grasflur, Küstendünen-Heide, feuchtes Dünenental und extensives Grünland (SCHRÖDER et al. 2010; VOSKUHL 2012). In den verschiedenen Habitattypen wurden insgesamt acht Probeflächen für den Fang angelegt. Dabei wurde in den Habitattypen Küstendünen-Heide und feuchtes Dünenental jeweils nur eine Probefläche für den Kleinsäugerfang ausgewählt. In den übrigen Habitattypen wurde auf jeweils zwei Probeflächen gefangen.

Die quantitative Erfassung folgte der „Gießener Standardmethode“ (BOYE & MEINIG 1996). Der Fangflächen-aufbau orientierte sich an der „Quadratmethode“ (SYKORA 1978). Dabei wurden auf einer Fläche von 50 x 50 m mit 64 LONGWORTH Lebendfallen mittels Fang-Markierung-Wiederfang Kleinsäuger, v.a. Wühlmäuse und deren Individuenzahlen erfasst. Im Zeitraum von Mitte Mai bis Mitte Juli wurde jede der 10 Probeflächen einmal befangen. Eine Fangperiode umfasste 3 x 24 Std., die Fallen wurden drei Mal täglich kontrolliert. Bei jeder Kontrolle wurden die gefangenen Individuen auf Art, Geschlecht und Alter bestimmt. Weiterhin wurden verschiedene Körpermaße sowie das jeweilige Gewicht gemessen. Um jedes Tier bei einem Wiederfang individuell erkennen zu können, wurden mit einer Schere Deckhaare nach einem vorher bestimmten Markierungsschema entfernt. Diese individuellen Fellschnittmuster stellen eine vorübergehende Markierung dar, die die Tiere in keiner Weise beeinträchtigt.

Zur Abschätzung der Populationsgröße wurde die Zahl der während einer Fangperiode erfassten verschiedenen Individuen als Mindestzahl (Minimum number alive MNA) der auf der Probefläche lebenden Tiere angenommen (BOYE 1996). Sie drückt gewissermaßen die Gesamtindividuenzahl einer Probefläche aus. Die Populationsdichte der erfassten Arten (relative Abundanz) ergibt sich aus der Anzahl der gefangenen Individuen und der Falleneinheiten pro Habitattyp bzw. Probefläche. Zur besseren Vergleichbarkeit wird die relative Abundanz auf 100 Falleneinheiten bezogen. Die Gesamtanzahl der Falleneinheiten für einen Habitattyp bzw. Probefläche ergibt sich dabei aus der Anzahl der

Fangdurchgänge (neun Kontrollen pro Probefläche) multipliziert mit der Anzahl der fängig gestellten Fallen (64 pro Probefläche) (KOSEL 1999).

Ergebnisse

Nestkameras

Die Kameras an den beiden Kornweihennestern auf Langeoog 2011 machten im Zeitraum Ende Mai bis Mitte Juli 2011 insgesamt mehr als 60.000 Aufnahmen. Für die Auswertung der Nahrungszusammensetzung konnten knapp 1000 Bilder, die Fütterungen der Jungvögel durch das Weibchen zeigten, herangezogen werden. Das Nahrungsspektrum nicht-flügger Kornweihen setzt sich aus verschiedenen Beutetiergruppen zusammen (Abb. 2). Säugetiere, unter ihnen vor allem Wühlmäuse (*Microtus spec.*), stellten bei beiden Nestern einen Großteil der verfütterten Beute dar. Im Nest Meierei konnte während der Aufzuchtphase der Tod eines Jungvogels dokumentiert werden. Dieser tote Jungvogel wurde anschließend an die Nestgeschwister verfüttert. Bei der Durchsicht der Bilder der Nestkameras für diese Auswertung ist auf vielen Bildern zwar erkennbar, dass ein Beuteobjekt verfüttert wird, die nähere Bestimmung ist aber oftmals nicht möglich. Oftmals werden an die Küken nur Beuteteile verfüttert, an denen vorher das Weibchen selbst gefressen hat. Solche Beuteteile sind dann nicht mehr genauer zu identifizieren sind, selbst eine Unterscheidung in Säugetier oder Vogel ist meist nicht mehr möglich. Der Anteil unbestimmbarer Beuteobjekte kann bis zu 40% betragen und ist aus Gründen der Übersichtlichkeit in Abb. 2 nicht dargestellt.

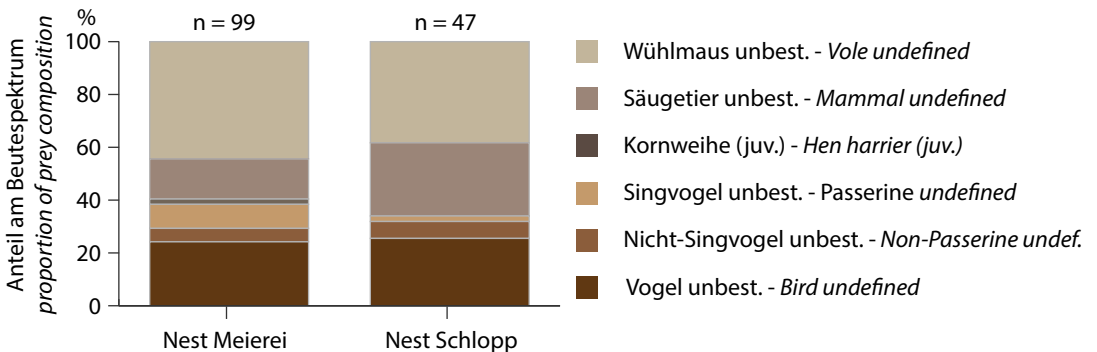


Abb. 2: Mit Hilfe von Nestkameras erfasstes Beutespektrum nicht-flügger Kornweihen in zwei Nestern auf Langeoog 2011 (n = Anzahl Beuteobjekte). -

Fig. 2: Prey composition of juvenile Hen Harrier *Circus cyaneus* at two nests derived from nest camera data analysis, Langeoog 2011 (n = number of prey items).

Gewölleanalyse

Für die Gewölleanalyse standen insgesamt 12 Speiballen der Jungvögel zur Verfügung. In diesen Gewöllen wurden 19 verschiedene Beuteobjekte gefunden. Dabei zeigt sich, dass die Anteile verschiedener Beutetiergruppen am Gesamtnahrungsspektrum in den beiden Nestern durchaus unterschiedlich sein können (Abb. 3). Während in einem Nest mehr als die Hälfte der Beuteobjekte Vögel waren, konnten im zweiten Nest weitaus mehr Säuger, vor allem Wühlmäuse als Kükennahrung festgestellt werden. Hervorzuheben ist, dass nur im Nest am Schlopp Feldmäuse *Microtus arvalis* und Rötelmäuse *Myodes glareolus* an die Küken verfüttert wurden. Erdmäuse *Microtus agrestis* hingegen wurden nur in den Gewöllen der Jungvögel vom Nest Meierei gefunden. Die beiden anderen Wühlmausarten konnten in diesem Nest nicht nachgewiesen werden. Insgesamt stand für die Gewölleanalyse nur eine geringe Anzahl an Speiballen zur Verfügung. Da die Proben nur bei den einmal wöchentlichen Nestkontrollen gesammelt wurden und die Weibchen die Nester zum Teil sehr häufig von Beuteresten und Gewöllen befreien, können letztlich nur die verbliebenen, meist ganz frischen Speiballen der Küken als Probenmaterial eingesammelt werden.

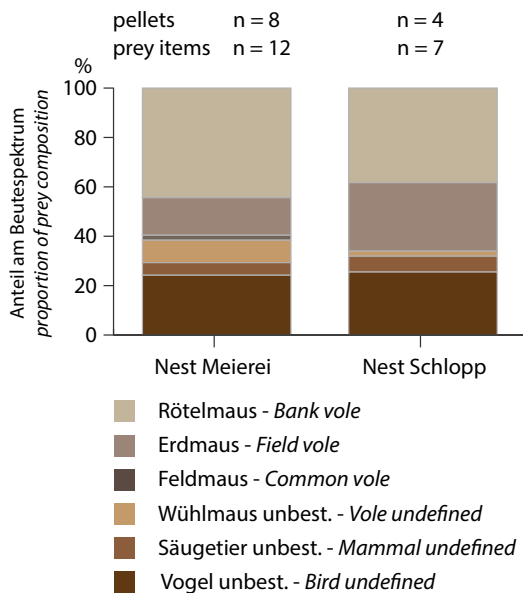


Abb. 3: Durch Gewölleanalyse ermitteltes Beutespektrum nicht-flügger Kornweihen in zwei Nestern auf Langeoog 2011.

Fig. 3: Prey composition of juvenile Hen Harrier *Circus cyaneus* at two nests derived from pellet analysis, Langeoog 2011.

Mit der Auswertung der Nestkameradaten und der Gewölleanalyse wurden zwei unterschiedliche Methoden zur Ermittlung des Nahrungsspektrums nicht-flügger Kornweihen angewendet. Der Vergleich dieser beiden Untersuchungsansätze zeigt, dass mit beiden Methoden weitgehend ähnliche Ergebnisse zum Nahrungsspektrum erlangt werden können (Abb. 4). Im Nest Schlopp kommen beide Methoden zu einem nahezu gleichen Anteil von ca. 30% an Vögeln in der Nahrung der Küken. Bei dem zweiten untersuchten Nest ergibt sich eine Differenz von knapp 20% zwischen dem Anteil von Vögeln und Säugern in der Nahrung der Jungvögel.

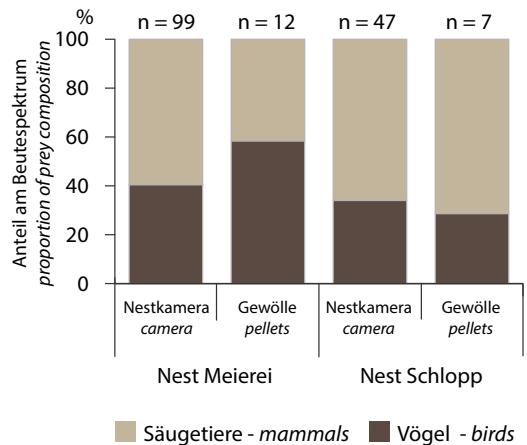


Abb. 4: Gegenüberstellung der Ergebnisse der Auswertung der Nestkameradaten und der Gewölleanalyse (n = Anzahl Beuteobjekte).

Fig. 4: Comparison of nest camera data analysis and pellet analysis (n = number of prey items).

Kleinsäugerpopulationsstudie

Auf den acht Probestellen in den fünf verschiedenen Habitattypen konnten mit dem Einsatz von insgesamt 4.608 Falleinheiten (576 Falleinheiten pro Probestelle = 3 Kontrollen pro Fangtag x 3 Fangtage/-nächte = 9 Stellzeiträume bzw. Kontrollen pro Fangperiode x 64 Fallen pro Probestelle), neben wenigen Zwergspitzmäusen *Sorex minutus* und einer Waldmaus *Apodemus sylvaticus*, insgesamt 575 Fänge von Wühlmäusen gemacht werden. Die Gesamtindividuenanzahl der drei vorkommenden Wühlmausarten (MNA) ist dabei in den verschiedenen Habitattypen sehr unterschiedlich (vgl. Tab. 1).

Ebenso konnte festgestellt werden, dass die Verteilung und relative Abundanz der drei Wühlmausarten in den

Tab. 1: Ergebnisse des Kleinsäugerfanges auf acht Probeflächen in fünf verschiedenen Habitattypen auf Langeoog während der Brutsaison 2011 (FE = Falleinheiten, MNA = minimum number alive). –

Table 1: Results of capture-recapture method of small mammals at eight trapping plots across five different habitat types on the island of Langeoog during the breeding season 2011.

Probefläche	Habitattyp	FE	Zwergspitzmaus <i>S. minutus</i>		Rötelmaus <i>C. glareolus</i>		Feldmaus <i>M. arvalis</i>		Erdmaus <i>M. agrestis</i>		Waldmaus <i>A. sylvaticus</i>	
			Fänge ges.	MNA	Fänge ges.	MNA	Fänge ges.	MNA	Fänge ges.	MNA	Fänge ges.	MNA
plot no.	habitat type	trap units	no. of catches		no. of catches		no. of catches		no. of catches		no. of catches	
F02	Obere Salzwiese <i>upper salt marsh</i>	576	0	0	0	0	0	0	181	62	0	0
F05	Obere Salzwiese <i>upper salt marsh</i>	576	6	4	0	0	0	0	194	54	0	0
F03	Extensivgrünland <i>extensive grassland</i>	576	1	1	0	0	54	15	0	0	0	0
F06	Extensivgrünland <i>extensive grassland</i>	576	2	2	2	1	1	1	0	0	0	0
F04	Graudünen-Grasflur <i>grey dunes</i>	576	4	3	0	0	27	9	0	0	0	0
F07	Graudünen-Grasflur <i>grey dunes</i>	576	2	1	0	0	2	1	6	2	1	1
F01	Küstendünen-Heide <i>dune heath</i>	576	3	2	31	7	0	0	0	0	0	0
F08	Feuchtes Düental <i>wet dune slack</i>	576	2	2	51	15	0	0	29	9	0	0
	gesamt total	4608	20	15	84	23	84	26	410	127	1	1

Habitattypen große Unterschiede aufweist (Abb. 5). In den meisten Habitattypen konnte immer nur eine der drei Wühlmausarten nachgewiesen werden. Lediglich im feuchten Düental kommen mit Rötelmaus und Erdmaus zwei Arten in höheren Dichten in einem Habitat-

typ nebeneinander vor. Zudem konnten zwischen den Arten große Differenzen in ihren jeweiligen relativen Abundanzen festgestellt werden. Auffallend ist die hohe Dichte von Erdmäusen in der oberen Salzwiese.

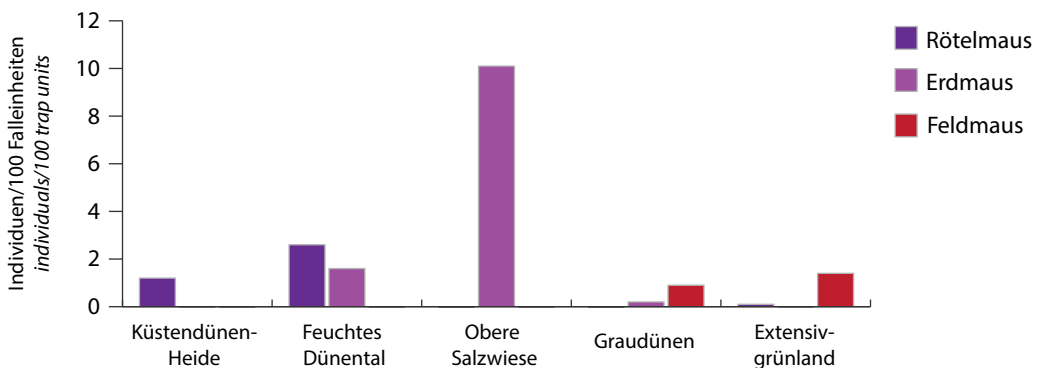


Abb. 5: Relative Abundanz der drei Wühlmausarten auf den Probeflächen in den verschiedenen Habitattypen .

Fig. 5: Distribution and relative abundance of vole species in different habitat types.

Diskussion

Die Beziehung von Räubern zu ihrer Beute stellt sich meist in komplexen Zusammenhängen dar, zu deren Einsicht detaillierte und oftmals langjährige Untersuchungen nötig sind (HOLLING 1965). Greifvögel als Topprädatoren an der Spitze der Nahrungskette sind dabei in besonderem Maße vom Vorkommen und Verfügbarkeit geeigneter Beutetiere insbesondere hinsichtlich ihrer Ansiedlung als Brutvögel und für eine erfolgreiche Jungenaufzucht abhängig. Kornweihen sind charakteristische Kleinsäuger- und Vogeljäger (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989; KLAASSEN et al. 2006). Hier sind Wühlmäuse vor allem für die Aufzucht der Jungen von großer Bedeutung (REDPATH et al. 2002), was auch die Ergebnisse dieser Studie belegen. Alle drei auf Langeoog vorkommenden Wühlmausarten, Rötelmaus, Feld- und Erdmaus, sind auch in der Nahrung der Jungvögel zu finden (WALTER & KLEINEKUHLE 2008; ZEUNER 2011; VOSKUHL 2012). Jedoch gibt es Unterschiede zwischen den Nestern hinsichtlich der Anteile der verfütterten Beutetierarten. Ein unterschiedliches Nahrungsspektrum in verschiedenen Kornweihennestern kann einerseits in Zusammenhang mit der räumlichen Lage der Nester zu den bevorzugten Jagdhabitaten bzw. besetzten Jagdrevieren der Männchen stehen (AMAR & REDPATH 2005). Die Nutzung von Nahrungsressourcen in der direkten Umgebung des Nestes kann profitabler sein als das Aufsuchen entfernterer Jagdgebiete, das mit einem energetischen Mehraufwand verbunden ist, der ebenso einen Einfluss auf den Bruterfolg mit sich bringen kann (MADDERS 2000). Andererseits kann aber auch die Verfügbarkeit potentieller Beutetiere unabhängig von deren Abundanz in verschiedenen Habitattypen die Nahrungswahl der Kornweihen entscheidend beeinflussen. Frühere Untersuchungen haben gezeigt, dass Kornweihen-Männchen bei der Jagd Graudünengebiete und extensive Grünländer als Nahrungshabitat bevorzugen (SCHRÖDER et al. 2010). Die Ergebnisse unserer Studie zeigen, dass in diesen Habitattypen lediglich Feldmäuse vorkamen und deren Dichte dort insgesamt als niedrig eingeschätzt werden kann. Erdmäuse kamen hingegen in hohen Dichten in Bereichen der oberen Salzwiese vor, hatten aber als Nahrung für die Jungvögel eine eher geringe Bedeutung. Ausschlaggebend für die Nahrungswahl ist hier offenbar nicht unbedingt eine hohe Dichte an potentiellen Beutetieren, sondern vielmehr deren Erreichbarkeit in ihren jeweils besiedelten Habitattypen (MACARTHUR & PIANKA 1966; PRESTON 1990). Während Feldmäuse die offeneren, niedrigwüchsigen und in ihrer Vegetationsstruktur heterogeneren Graudünen und extensiv genutzten Grünlandflächen bevorzugen und hier von

Kornweihen leicht erbeutet werden können, besiedeln Erdmäuse vorwiegend die dichten Queckenbestände der oberen Salzwiese. Hier leben sie vor allem unter einer dichten, teils stark verfilzten Streuschicht, so dass die Erreichbarkeit dieser Beuteart für Kornweihen wahrscheinlich ungünstiger ist (NIETHAMMER & KRAPP 1982; SIMMONS 2000; MADDERS 2003). Nach dem Prinzip des optimalen Nahrungserwerbs (optimal foraging theory) suchen mobile Räuber, wie auch Kornweihen, hauptsächlich die Habitate mit der höchsten Profitabilität auf (STEPHENS & KREBS 1986). Demnach ist die Erbeutung von Erdmäusen in den oberen Salzwiesen durch ihre schlechtere Erreichbarkeit wahrscheinlich mit einem energetischen Mehraufwand verbunden und scheint trotz hoher Populationsdichten weniger profitabel zu sein als die Erbeutung der weniger häufigen, aber dafür erreichbaren Feldmäuse in den offeneren Habitattypen. Dies bedeutet aber auch, dass die Häufigkeit verschiedener Beutearten in der Nahrung der Kornweihen-Jungvögel weniger die jeweiligen Abundanzen der vorkommenden Wühlmausarten widerspiegelt, sondern vielmehr die jeweiligen Jagdhabitats, in denen Nahrung optimal zur Verfügung steht (PALIOCHA & TURNI 2003). Beutearten, die in der Nahrung der Jungvögel häufig nachgewiesen werden konnten, waren nicht gleichzeitig auch in hoher Dichte vorhanden.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen weiterhin, dass Kornweihen zwar von Angebot und Verfügbarkeit einer Beutetierart in ihrer Nestumgebung profitieren können, sie aber bei schlechter Verfügbarkeit von Beutearten (z. B. Erdmäuse) auch alternative Beute (z. B. Singvögel) nutzen (GARCIA & ARROYO 2005). So schienen bei einem der untersuchten Nester die reduzierte Verfügbarkeit der Erdmäuse in der oberen Salzwiese und die größere Distanz zu profitablen Feldmaushabitaten (möglicherweise als Jagdrevier durch ein anderes Kornweihen-Männchen besetzt) durch einen höheren Vogelanteil in der Jungennahrung ausgeglichen worden zu sein. Inwiefern Vögel als Kükennahrung qualitativ mit ‚Mäusenahrung‘ zu vergleichen ist, darüber können die Ergebnisse dieser Studie keine Hinweise geben. Die Frage nach der Qualität der Nahrung und deren Einfluss auf die Qualität der Jungvögel und damit auf den Aufzuchterfolg sollte jedoch bei der Fortführung dieser Untersuchung mit einbezogen werden.

Zyklische Fluktuationen in der Dichte von Wühlmauspopulationen und darauf folgende Schwankungen der Brutpaarzahlen von Greifvögeln sind als natürliche Mechanismen von Räuber-Beute-Beziehungen allgemein bekannt (NEWTON 1998; MEBS & SCHMIDT 2006). Dieses Muster ist grundsätzlich auch anhand schwankender Brut-

paarzahlen von Kornweihen auf Langeoog zu erkennen (VOSKUHL 2012). Bei der quantitativen Bewertung der deutlich unterschiedlichen Abundanz der drei Wühlmausarten zeigt sich, dass die Populationszyklen der betreffenden Arten offenbar zeitlich versetzt voneinander verlaufen können. Während sich Erdmäuse zur Zeit der Untersuchung scheinbar in einem Gradationsstadium bzw. Populationsmaximum befanden, ist die Populationsdichte von Feld- und Rötelmäusen eher als mittel bis gering einzustufen (SCHRÖPFER 1988; DIETERLEIN 2005; SCHLUND 2005). Biotische und abiotische (z. B. Witterung, Überflutungen) bzw. dichteabhängige und –unabhängige Faktoren (z. B. intraspezifische Konkurrenz, Krankheiten), die in den einzelnen Habitattypen verschieden wirken, können für eine unterschiedliche oder zeitversetzte Regulation der Wühlmauspopulationen verantwortlich sein. Hinsichtlich der eher geringeren Populationsdichten von Feld- und Rötelmäusen und einer, trotz hoher Abundanz, schlechteren Erreichbarkeit der Erdmäuse, bestand für Kornweihen auf Langeoog während der Fortpflanzungsperiode 2011 möglicherweise ein insgesamt geringes Nahrungsangebot, wobei Daten aus den Vorjahren für eine vergleichende Analyse hierzu fehlen. Es gibt jedoch keinen eindeutigen Hinweis auf ein insgesamt andauerndes verringertes Nahrungsangebot, denn die Reproduktionsraten der Kornweihen in den letzten Jahren waren positiv (OBERDIEK 2012). Wenn sich die Wühlmauspopulationen zu unterschiedlichen Zeiten in ihren jeweiligen Gradationsstadien befinden, sollten Kornweihen in der Lage sein, auf das entsprechend verfügbare Angebot an Beutearten flexibel zu reagieren. Dennoch können, neben dem Angebot geeigneter Beutearten und entsprechender Verfügbarkeit in verschiedenen Habitattypen, möglicherweise weitere externe Faktoren wie beispielsweise Witterung und anthropogene Störungen oder Veränderungen von Habitatstrukturen Auswirkungen auf den Nahrungserwerb und das Nahrungsspektrum von Kornweihen während der Brutzeit haben und können damit auch bestandsbegrenzend wirken (NEWTON 1998; AMAR et al. 2003).

Vor dem Hintergrund natürlicher Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen Räubern und ihren Beutepopulationen liefern die Ergebnisse und Diskussionsansätze der vorliegenden Studie bisher keine abschließende Erklärung für den langjährigen Bestandsrückgang der Kornweihen-Brutpopulation auf den Ostfriesischen Inseln im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Für eine vertiefende Kenntnis und Einordnung der Nahrungssituation für Kornweihen während der Brutzeit und einen möglichen Einfluss auf die Entwicklung des Brutbestandes wird dieser Untersuchungsansatz in den kommenden Jahren fortgeführt.

Methodenkritik

Mit Hilfe der Nestkameradaten und der Gewölleanalyse wurde mit zwei verschiedenen Methoden versucht, das Nahrungsspektrum nicht-flügger Kornweihen zu erfassen. Bei der Auswertung der Nestkameradaten war bei einem Teil der Beuteobjekte die Artbestimmung schwierig bis nicht möglich. Somit ergab sich ein gewisser Anteil nicht zu bestimmender Beuteobjekte am Gesamtnahrungsspektrum. Weiterhin erfassen die Nestkameras ab einem Kükenalter von ca. 20 d die gebrachten Beuteobjekte nur noch unzureichend, da ab diesem Alter die Jungvögel sich nicht mehr ausschließlich in den Nestern aufhalten. Die Analyse der Jungvogelgewölle basiert auf sehr kleinen Stichproben pro Nest und Brutseason. Zudem gibt es auch bei dieser Methode einen Anteil nicht erfasster Beutetiere aufgrund der vollständigeren Verdauung von Knochenteilen, was, im Gegensatz zu Eulen, mit einer anderen Zusammensetzung der Magensäure bei Greifvögeln zusammenhängt.

Insgesamt sind die Auswertungsergebnisse beiden Methoden als vergleichbar und ergänzend anzusehen (vgl. Abb. 4). Eine Kombination aus beiden Methoden zur Erfassung des Nahrungsspektrums nestjunger Kornweihen liefert mehr Informationen als nur eine Methode alleine. Der Untersuchungsansatz zur Erfassung der Populationsdichten von Wühlmäusen wird in den kommenden Jahren auf mindestens zwei Fangperioden ausgeweitet, um damit den gesamten Brutzeitraum abzudecken.

Dank

Wir bedanken uns bei der Nationalparkwacht und den Freiwilligen (FÖJ/BFD) im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) für die Unterstützung der Geländearbeiten. M. SCHULZE-DIECKHOFF, M. JULIUS, H. AHRENDTS (NLWKN Betriebsstelle Norden-Norderney) sowie Familie Weinbecker (Langeoog) leisteten auf vielfältige und herzliche Art und Weise logistische Unterstützung. Dieser Beitrag ist ein Auszug aus der Bachelorarbeit von Janina VOSKUHL im Studiengang Landschaftsentwicklung der Hochschule Osnabrück. Prof. Dr. Herbert ZUCCHI sei für seine inhaltliche Begleitung, die intensive Betreuung und hilfreichen Anregungen und Hinweise herzlichst gedankt. Das „Kornweihen-Projekt“ der AG Landschaftsökologie, Universität Oldenburg findet langjährig in enger Kooperation mit der Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven statt, die das Projekt logistisch ermöglicht und inhaltlich sehr bereichert. Der Niedersächsischen Ornithologischen

Vereinigung (NOV) danken wir für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes.

Literatur

- AMAR, A., S. REDPATH & S. THIRGOOD 2003. Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111, 377-384.
- AMAR, A. & S. REDPATH 2005. Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* on Orkney: implications of land-use change for this declining population. *Ibis* 147, 37-47.
- BAKER, J. A. & R. J. BROOKS 1981. Distribution Patterns of Raptors in Relation to Density of Meadow Voles. *The Condor* 83, 42-47.
- BEGON, M., M. MORTIMER, & D. J. THOMPSON 1996. *Population Ecology*. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford.
- BOYE, P. 1996. Formeln zur Berechnung der Populationsgröße aufgrund von Fang-Wiederfang-Studien: Eine Übersicht für Einsteiger, in: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.), Standardmethoden und Mindestanforderungen für säugetierkundlichen Beiträge zu Umwelt- und Naturschutzplannungen. Landwirtschaftsverlag Münster, Raischholzhausen, S. 173-179.
- BOYE, P. & H. MEINIG 1996. Flächenbezogene Erfassung von Spitzmäusen und Mäusen, in: NATURSCHUTZ, B. F. (Hrsg.), Säugetiere in der Landschaftsplanung, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Band 46. Landwirtschaftsverlag, Münster, S. 45-54.
- DIETERLEIN, F. 2005. Feldmaus *Microtus arvalis*, in: BRAUN, M. & F. DIETERLEIN (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- GARCIA, J. T. & B. E. ARROYO 2005. Food-niche differentiation in sympatric Hen *Circus cyaneus* and Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis* 147, 144-154.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. BAUER & E. BEZZEL 1989. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GORMAN, M. L. & P. REYNOLDS 1993. The impact of land-use change on voles and raptors. *Mammal Review* 23, 121-126.
- HAMERSTROM, F. 1979. Effect of Prey on Predator: Voles and Harriers. *The Auk* 96, 370-374.
- HOEKSTRA, B., E. VAN DER STRAETEN & V. VAN LAAR 1977. *Handleiding ten behoeve van het inventariseren van landzoogdieren in de Benelux*. K.N.N.V., Hoogwoud.
- HOLLING, C. S. 1965. The Functional Response of Predators to Prey Density and its Role in Mimicry and Population Regulation. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 97, 5-60.
- JENRICH, J., P.-W. LÖRH & F. MÜLLER 2010. Kleinsäuger: Körper- und Schädelmerkmale. Imhof, Petersberg.
- KLAASSEN, O., L. DIJKSEN, P. DE BOER, F. WILLEMS, R. FOPPEN & K. OOSTERBEEK 2006. Meer blauw op de Wadden! Broedsucces, voedselécologie en dispersie van de Blauwe Kiekendief op de Waddeneilanden in 2004-2006.
- KOFFIJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HALTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTEL & P. SÜDBECK 2006. Breeding birds in the Wadden Sea in 2001. Results of a total survey in 2001 and trends in numbers between 1991-2001. Wadden Sea Ecosystem, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea 22.
- KOSEL, P. 1999. *Kleinsäuger in Überschwemmungsgebieten*. Technische Universität Braunschweig.
- MACARTHUR, R. H. & PIANKA, E. R. 1966. On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist* 100, 603-609.
- MADDERS, M. 2000. Habitat selection and foraging success of Hen Harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. *Bird Study* 47, 32-40.
- MADDERS, M. 2003. Hen Harrier *Circus cyaneus* foraging activity in relation to habitat and prey. *Bird Study* 50, 55-60.
- MÄRZ, R. 2007. *Gewölle- und Rupfungskunde*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- MEBS, T. & D. SCHMIDT 2006. *Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen und Bestände*. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- NEWTON, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press Limited, San Diego.
- NIETHAMMER, J. & F. KRAPP 1982. *Handbuch der Säugetiere Europas, Band 2/I Nagetiere II*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- OBERDIEK, N. 2012. Grundlagen zur Entwicklung eines Schutzkonzeptes für Kornweihen und Sumpfohreulen im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". Bericht 2012, Gutachten im Auftrag der Nationalparkverwaltung Nds. Wattenmeer
- OBERDIEK, N., J. DIERSCHKE, J. STAHL 2012. Brutökologische Untersuchungen an der Kornweihe *Circus cyaneus* im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer". Ornithologischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 47, Sonderheft 1, 89-94.
- PALIOCHA, E. & H. TURNI 2003. Gewölleanalyse, in: BRAUN, M. & F. DIETERLEIN (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs 1. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PRESTON, C. R. 1990. Distribution of Raptor Foraging in Relation to Prey Biomass and Habitat Structure. *The Condor* 92, 107-112.
- REDPATH, S., S. THIRGOOD & R. CLARKE 2002. Field vole *Microtus agrestis* abundance and Hen Harrier *Circus cyaneus* diet and breeding in Scotland. *Ibis* 144, 33-38.
- SCHLUND, W. 2005. Erdmaus *Microtus agrestis*, in: BRAUN, M. & F. DIETERLEIN (Hrsg.), Die Säugetiere Baden-Württembergs 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCHRÖDER, M., N. OBERDIEK, J. DIERSCHKE, T. FELDT & J. STAHL 2010. Wahl des Jagdhabits von Kornweihen *Circus cyaneus* und Rohrweihen *C. aeruginosus* auf den Ostfriesischen Inseln Vogelwelt 131, 231-238.
- SCHRÖPFER, R. 1988. *Säugetierbiologisches Praktikum, Praktikumsanleitung* (unveröff.).

- SIMMONS, R.E. 2000. *Harriers of the World - Their behaviour and ecology*. Oxford University Press, New York 368 pp.
- STEPHENS, D. W. & J. R. KREBS 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Woodstock, Oxfordshire.
- SYKORA, W. 1978. Methodische Hinweise zur Kleinsäugetierforschung. *Abhandlungen und Berichte Naturkundliches Museum "Mauritianum"*, Altenburg 10, 1-33.
- TURNI, H. 1999. Schlüssel für die Bestimmung von in Deutschland vorkommenden Säugetierschädeln aus Eulengewöllen (Mammalia). *Zoologische Abhandlungen Museum für Tierkunde Dresden* 50, 351 - 399.
- VOSKUHL, J. 2012. *Untersuchungen zur Nahrungswahl der Kornweihen (Circus cyaneus) auf Langeoog (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) unter besonderer Berücksichtigung des Kleinsäugervorkommens*, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur. Hochschule Osnabrück, Osnabrück.
- WALTER, G. & J. KLEINEKUHLE 2008. Landsäuger, in: NIEDRIGHAUS, R., V. HAESELER & P. JANIESCH (Hrsg.), *Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln, Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität*, Band 11, Wilhelmshaven.
- ZEUNER, N. 2011. *Charakterisierung des Nahrungsspektrums von Kornweihen (Circus cyaneus) im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer" anhand von Gewölleanalysen*, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften. Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg.



Rotschenkel *Tringa totanus* am Prielrand. Foto: M. STOCK

Beweidungsexperiment und Gänse auf der Hamburger Hallig

Martin Stock, Martin Kühn & Rainer Rehm

STOCK, M., M. KÜHN & R. REHM 2014. Beweidungsexperiment und Gänse auf der Hamburger Hallig. Corax 22, Sonderheft 1: 59.

Der Fraß durch Wildgänse auf landwirtschaftlichen Kulturlächen führt zu Belastungen einzelner Landwirte. Das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) des Landes Schleswig-Holstein hat daher ein ganzes Bündel von Maßnahmen aufgelegt, diesen Fraßschäden zu begegnen und die Landwirte zu entlasten. Zu diesen Maßnahmen gehört auch die Wiederbeweidung bzw. Optimierung des Beweidungsmanagements auf Naturschutzflächen.

Im Jahr 2008 wurde zusätzlich entschieden, auf einer Fläche im langjährig unbeweideten Teil des Nationalparks die Vorlandbeweidung versuchsweise und mit begleitenden Forschungsarbeiten wieder aufzunehmen. Untersucht wird die Frage, ob durch die Wiederaufnahme der Beweidung im Vorland die Attraktivität der Flächen für Gänse gesteigert und so die Schäden auf den Kulturlächen minimiert werden können. Dabei soll auch untersucht werden, ob es durch eine Ausweitung der Vorlandbeweidung möglicherweise sogar zu einer Attraktivitätssteigerung der Gebiete für die Gänse kommen kann und der erhöhte lokale Bestand dann - evtl. sogar verstärkt - die nahe gelegenen Binnendeichflächen und landwirtschaftlichen Kulturen nutzen wird.

Vor dem nördlichen Sönke-Nissen-Koog wurde eine ca. 48 ha große Salzwiesenfläche für den Versuchsaufbau ausgesucht. Die Fläche liegt innerhalb der bestehenden großflächigen Versuchsanordnung „Beweidungsmanagement Hamburger Hallig“. Sie schließt unmittelbar an die Hamburger Hallig an und ist Bestandteil eines großflächigen Versuchs im Rahmen des Vorlandmanagementkonzeptes. Die Fläche ist hoch gelegen, langjährig unbeweidet und wird nicht mehr entwässert. Für dieses Gebiet liegt eine langjährige Datenreihe sowohl über die Vegetationsentwicklung als auch über die Nutzung der Salzwiese durch Nonnengänse vor.

Dieser Beweidungsversuch ist in drei aufeinander folgende Phasen unterteilt.

Phase 1 – Ermittlung der Ausgangssituation:

Voraussetzung für ein wissenschaftlich belegbares Versuchsergebnis ist eine genaue Beschreibung der Ausgangssituation mit belastbaren Daten (2009 und 2010)

Phase 2 – Beweidungsexperiment:

Die Wirkung des Versuches wird durch Einführung einer intensiven Beweidung der Versuchsfläche über einen Zeitraum von 2 Jahren ermittelt.

Phase 3 – Kontrollexperiment:

In den darauf folgenden 2 Jahren sind über ein Kontrollexperiment - Einstellung der Beweidung - die sich einstellenden Effekte zu verifizieren.

In dem Vortrag werden der Versuchsaufbau und die Ergebnisse aus den Phasen 1 und 2 des Beweidungsversuches dargestellt.

Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schlossgarten 1, 25832 Tönning, E-Mail: martin.stock@lkn.landsh.de



Nonnengänse *Branta leucopsis* bei der Nahrungssuche. Foto: S. WOLFF



Als „arktische“ Gänsart brüten Nonnengänse mittlerweile auch in nicht-arktischen Gebieten an deutschen Küsten. Foto: M. STOCK

Arktische Gänse als Wintergäste auf Grünland: ein Geländeexperiment zu landwirtschaftlichem Schaden

Celia Grande¹ & Julia Stahl^{1,2}

GRANDE, C. & J. STAHL. 2014. Arktische Gänse als Wintergäste auf Grünland: ein Geländeexperiment zu landwirtschaftlichem Schaden Corax 22, Sonderheft1: 61-65.

In Norddeutschland überwinternde arktische Gänse können landwirtschaftliche Erträge bedeutend reduzieren, wenn sie in hohen Dichten auftreten. Gänsebeweidung führt jedoch nicht immer zu einem finanziellen Verlust für Landwirte, und es gibt verschiedene Faktoren, die bei der Entstehung von Gänseschaden eine Rolle spielen. In unserer Studie werden die Auswirkungen von Gänsebeweidung auf Grünland in Ostfriesland gemessen und der Effekt unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität untersucht.

Im Winter 2011/12 wurden auf 14 Grünlandflächen regelmäßig der Beweidungsdruck durch Gänse und die Vegetationshöhe gemessen, außerdem wurde im Frühjahr 2012 nach Abzug der Gänse Biomasse innerhalb und außerhalb von Ausschlussflächen gesammelt, um den von den Gänsen verursachten Biomasseverlust zu quantifizieren. Auf extensiv bewirtschafteten Flächen hielten sich signifikant mehr Gänse auf als auf intensiv bewirtschafteten Grünländern, was einerseits mit der niedrigeren Vegetation auf den Extensivflächen erklärt werden kann. Andererseits befanden sich diese Flächen alle in Naturschutzgebieten und waren dadurch deutlich störungsärmer und somit für die Gänse attraktiver als die Intensivgrünländer.

Durch die Gänsebeweidung kam es im Mittel zu einem Ertragsverlust von 40%, allerdings variierte der Verlust innerhalb der extensiv bewirtschafteten Flächen stark, da es dort große Unterschiede in der Beweidungsdichte zwischen den Flächen gab. Zwischen den beiden Bewirtschaftungstypen gab es keinen signifikanten Unterschied bei dem von den Gänsen verursachten Biomasseverlust.

Besonders auf intensiv von den Gänsen beweideten Flächen kann der Zeitpunkt der Beweidung eine große Rolle spielen. Dieser Aspekt und eine genauere Analyse des Gänseschadens sollen in der weiteren Auswertung berücksichtigt werden.

¹ AG Landschaftsökologie, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg, celia.grande@uni-oldenburg.de

²Sovon Dutch Centre for Field Ornithology, Postbus 6521, 6503 GA Nijmegen, Niederlande

Einleitung

Große Zahlen in der Arktis brütender Gänse überwintern jedes Jahr in Nordwestdeutschland. Nach einem Rückgang der Bestände durch Jagd gibt es seit den 1950er Jahren wieder eine Zunahme der Rastbestände der meisten Arten, die unter anderem auf die Intensivierung der Landwirtschaft und ein dadurch ein verbessertes Nährstoffangebot zurückzuführen ist (VAN EERDEN et al. 1996). Natürliche Lebensräume spielen als Nahrungsflächen inzwischen nur noch eine untergeordnete Rolle, hauptsächlich werden zur Nahrungssuche Äcker und Grünland genutzt (BLACK et al. 2007).

Allerdings kann die Gänsebeweidung beachtliche Ertragsinbußen für die Landwirte verursachen. Findet die Beweidung hauptsächlich im Frühjahr statt, kann es zum Verlust oder zur Verzögerung der ersten Mahd kommen. Allerdings kommt es bei Gänsebeweidung auf Grünland nicht automatisch zu einem landwirtschaftlichen Schaden durch die Gänse und auch das Ausmaß der Ertragsinbußen kann erheblich variieren (BORBACH-JAENE et al. 2002).

In Niedersachsen können Landwirte, deren Ertrag durch Gänsebeweidung auf ihren Flächen gemindert wurde, Entschädigungszahlungen beantragen. Außerdem werden Landwirte gefördert, die im Rahmen des Kooperationsprogramms Naturschutz des niedersächsischen Umweltministeriums ihre Flächen störungsarm und extensiv bewirtschaften und so überwinternden Gänsen Nahrungs- und Ruheflächen bieten. Dadurch sollen die rastenden Gänse konzentriert und der Schaden auf den übrigen Flächen reduziert werden (HARTMANN et al. 2006).

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundprojektes COMTESS werden die Auswirkungen von Gänsebeweidung in Ostfriesland untersucht. Ein Ziel der Untersuchungen ist, herauszufinden, in welchem Maße unterschiedlich bewirtschaftete Grünlandflächen von Gänsen genutzt werden. Außerdem werden der Beweidungsdruck über den Winter hinweg erfasst und die Folgen für den landwirtschaftlichen Ertrag im Frühjahr gemessen.

Die Untersuchungen fanden in der Gemeinde Krummhörn im Nordwesten Niedersachsen statt, die ein wich-

tiges, für manche Arten sogar international bedeutendes, Gänserastgebiet darstellt (KRUCKENBERG& BORBACH-JAENE 2003). Die höchsten Rastzahlen erreichen hier Blässgans *Anser albifrons*, Graugans *Anser anser* und Nonnengans *Branta leucopsis*.

Die hier vorgestellte Untersuchung zeigt vorläufige Ergebnisse aus dem Winter 2011/12. Sie sollen durch Datenaufnahme im folgenden Winter vervollständigt und ergänzt werden.

Methoden

Im Zeitraum von November 2011 bis April 2012 wurden zweiwöchentlich der Beweidungsdruck durch überwinternde Gänse und die Vegetationshöhe auf 14 zwischen ein und fünf Hektar großen Untersuchungsflächen in Ostfriesland gemessen. Die Flächen lagen in der Gemeinde Krummhörn im Landkreis Aurich und in der Stadt Emden. Alle Untersuchungsflächen befanden sich auf unterschiedlich intensiv landwirtschaftlich genutztem Grünland, teilweise auch in Naturschutzgebieten.

Um den Beweidungsdruck zu bestimmen wurden an fünf Punkten pro Untersuchungsfläche auf jeweils 4m² Kotstangen von Gänsen (*Anser spec.* und *Branta spec.*) gezählt und entfernt. Als Zeitspanne bis zur Produktion einer Kotstange haben wir, gemittelt über die drei hauptsächlich vorkommenden Gänsearten, 4,7 Minuten angenommen (BRUINZEEL et al. 1997). Aus diesem Wert und der Anzahl an Kotstangen pro m² wurde dann der Beweidungsdruck in Gänseminuten/m² berechnet. Um Informationen über das Artenspektrum und die Zusammensetzung der Gänsetrupps auf den Flächen zu erhalten, wurden alle Gänsetrupps auf oder in der Nähe der Untersuchungsflächen ebenfalls zweiwöchentlich gezählt. An 15 Punkten pro Fläche wurde die Vegetationshöhe mit einer Scheibe aus Styropor und einem Messstab bestimmt.

Zu Beginn der Saison wurden Ausschlussflächen mit einer Fläche von 0.5m² eingerichtet, zu denen Gänse keinen Zugang hatten. In diesen Ausschlussflächen wurde ebenfalls zweiwöchentlich die Vegetationshöhe gemessen.

Nach Abzug des Großteils der überwinternden Gänse und vor Beginn der Bewirtschaftung wurde Mitte April auf 0.02m² innerhalb der Ausschlussflächen und auf der durch Gänse beweideten Fläche oberirdische Biomasse gesammelt, in lebende und tote Biomasse sortiert, 48 Stunden bei 70° C getrocknet und gewogen.

Ergebnisse

Auf zwei der 14 untersuchten Flächen hielten sich während des gesamten Winters keine Gänse auf. Auf allen anderen Flächen fand unterschiedlich starke Gänsebeweidung statt.

Zur Klassifizierung der Flächen anhand der Bewirtschaftungsintensität wurden die Untersuchungsflächen in zwei Kategorien eingeteilt: alle Flächen, die in Naturschutzgebieten lagen, werden im Folgenden als extensiv bewirtschaftet bezeichnet, alle übrigen Flächen als intensiv bewirtschaftet.

Wurden nur die von Gänsen genutzte Flächen betrachtet, fand war auf den extensiv bewirtschafteten Flächen eine die deutlich höhere Beweidungsdichte durch Gänse deutlich höher statt als auf den intensiv bewirtschafteten (Mann-Whitney U-Test, W= 28, p= 0.048, n= 12) (Abb.1).

Die Vegetationshöhe zu Beginn des Winters war auf den intensiv bewirtschafteten Flächen signifikant höher als auf den extensiv bewirtschafteten Flächen (Mann-Whitney U-Test, W= 8, p= 0.043, n= 14) (Abb.2).

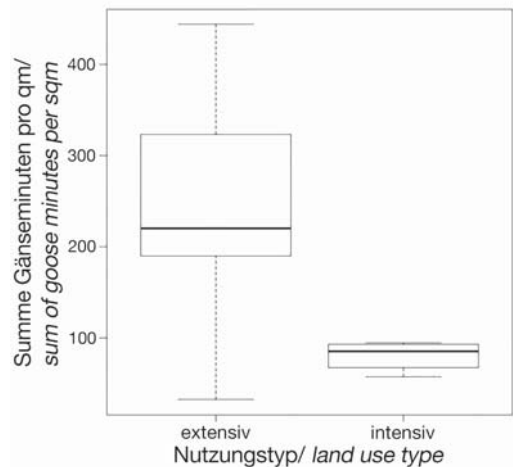


Abbildung 1: Summe der Gänseminuten pro Quadratmeter auf extensiv (n= 8) und intensiv (n= 4) bewirtschafteten Grünlandflächen im Winter 2011/12. Als extensiv bewirtschaftet gelten hier alle Flächen, die in Naturschutzgebieten liegen. Es wurden nur Flächen berücksichtigt, auf denen Gänsebeweidung stattfand.

Fig. 1: Sum of goose minutes per square meter on extensively (n= 8) and intensively (n= 4) managed grassland plots during winter 2011/12. Plots that are situated in nature reserves are defined as extensively managed. Only plots that were grazed by geese were considered here.

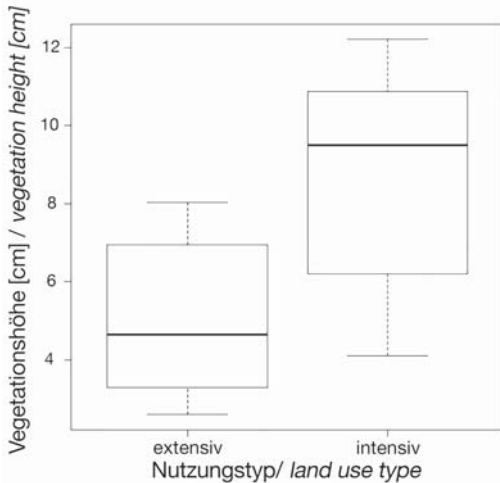


Abb. 2: Vegetationshöhe in cm im November 2011 auf extensiv (n= 8) und intensiv (n= 6) bewirtschafteten Grünlandflächen.

Figure 2: Vegetation height in cm on extensively (n= 8) and intensively (n= 6) managed grassland plots in November 2011.

Um festzustellen, welche Auswirkungen Gänsebeweidung auf den landwirtschaftlichen Ertrag der Flächen hatte, wurde das Gewicht der auf der Fläche mit Gänsebeweidung gesammelten Biomasse von dem der in der Ausschlussfläche (ohne Gänsebeweidung) gesammelten Biomasse abgezogen. Diese Differenz entspricht also der Biomasse, die von den Gänsen gefressen wurde und ist damit ein Maß für den landwirtschaftlichen Schaden, den die Gänsen verursacht haben. Durch die starken Unterschiede in der Nutzung durch Gänsen zwischen den Flächen schwankte der Biomasseverlust zwischen 80% und keinem Verlust (auf einer Fläche war sogar etwas mehr Biomasse außerhalb der Ausschlussflächen vorhanden) und lag im Mittel bei 40% (Abb.3). Hier fand sich kein Unterschied zwischen extensiv und intensiv bewirtschafteten Flächen (Mann-Whitney U-Test, $W = 13$, $p = 0.683$, $n = 12$), allerdings gab es innerhalb der extensiv bewirtschafteten Flächen eine deutlich größere Variation.

Diskussion

Unsere Daten aus dem Winter 2011/12 zeigen, dass sich auf extensiv bewirtschafteten Grünländern deutlich mehr Gänsen aufhielten als auf intensiv bewirtschafteten. Eine Erklärung dafür ist wahrscheinlich die kürzere Vegetation auf den extensiv bewirtschafteten Flächen. Diese kommt dadurch zustande, dass die Extensivflächen noch bis spät in den Herbst hinein von Rindern beweidet wurden, als auf den Intensivflächen schon keine Nut-

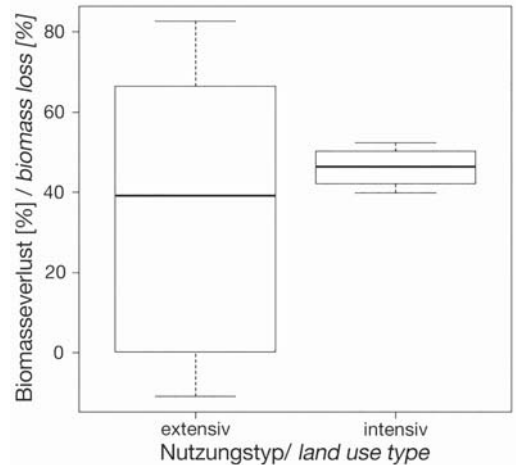


Abb. 3: Differenz der Biomasse zwischen Ausschlussflächen und Gänsen zugänglichen Flächen in Prozent auf extensiv (n= 8) und intensiv (n= 4) bewirtschafteten Grünlandflächen im April 2012.

Figure 3: Difference in biomass in April 2012 between exclosures and goose grazed areas in percent on extensively (n=8) and intensively (n= 4) managed grasslands.

zung mehr stattfand. Für Gänsen ist kurze Vegetation für die Nahrungsaufnahme von Vorteil, da mit steigender Vegetationshöhe die Aufnahmerate von Stickstoff sinkt (VAN DER WAL et al. 1998, BOS et al. 2004). Flächen mit hoher Biomasse sind also unprofitabel, weil der Proteingehalt in der Nahrung relativ niedrig ist und die Pflanzen für die Gänsen schwerer zu verdauen sind (RIDDINGTON et al. 1997). Zu kurze Vegetation wiederum kann zwar schlechtere Nahrungsverfügbarkeit verursachen und sollte zu sinkenden Gänsezahlen unter einer gewissen Vegetationshöhe führen (BOS et al. 2004), in unseren Daten zeigt sich dieser Effekt jedoch nicht.

Die extensiv bewirtschafteten Flächen in unserer Studie könnten auch noch aus einem anderen Grund attraktiv für Gänsen sein: dadurch, dass sie sich in Naturschutzgebieten befinden, sind dort Störungen durch Landwirte, Jäger und Verkehr (mit Ausnahme des Luftverkehrs) reduziert. Die Gänsen werden dort also seltener aufgescheucht und haben daher eine bessere Energieaufnahmerate (MADSEN 1985, BÉCHET et al. 2004).

Der mittlere Biomasseverlust liegt auf beiden Bewirtschaftungstypen bei etwa 40%. Obwohl die intensiv bewirtschafteten Grünländer deutlich stärker von Gänsen beweidet wurden, konnten wir keinen Unterschied im mittleren Biomasseverlust durch Gänsen zwischen intensiv und extensiv bewirtschafteten Flächen feststellen. Dies liegt

an der stark unterschiedlichen Nutzung besonders der extensiv bewirtschafteten Flächen und daran, dass die Mittelwerte über alle Flächen verglichen wurden.

Der in unserer Untersuchung gezeigte Biomasseverlust von 40% stellt eine deutliche Ertragsminderung für Landwirte dar. Ob sich dieser Verlust jedoch auch in der Qualität des auf den Untersuchungsflächen gewonnenen Grünfutters widerspiegelt, soll mit einer Analyse der Pflanzeninhaltsstoffe und des Energiegehalts geklärt werden. Auch in anderen Studien finden sich Biomasseverluste in ähnlicher Höhe, ebenfalls mit einer hohen Variation zwischen den untersuchten Flächen (PATTERSON 1991). Eine Erklärung für die großen Unterschiede innerhalb der extensiv bewirtschafteten Flächen in unserer Studie könnte die Heterogenität dieser Flächen verglichen mit intensiv genutztem Grünland sein. Auf diesen Flächen findet sich ein Mosaik aus trockenen und feuchten Stellen, wodurch die Vegetation eventuell auch unterschiedlich stark auf die Gänsebeweidung reagiert. Abhängig vom Zeitpunkt der Beweidung und der Beweidungsintensität kann es durch Kompensationswachstum der Pflanzen zu einer Biomassezunahme auf beweideten Flächen kommen (HIK & JEFFERIES 1990, YDENBERG & PRINS 1991, NOLET 2004, VAN DER GRAAF et al. 2005). Beweidung durch Gänse zu unterschiedlichen Zeitpunkten während des Winters und zeitlich versetzt auftretendes Kompensationswachstum der Pflanzen kann auch in unserer Studie die Ursache dafür sein, dass gerade auf intensiv von den Gänsen genutzten Flächen eine hohe Variabilität des gemessenen Schadens auftritt. Um dies zu überprüfen, wird die zeitlich-räumliche Verteilung der Gänse in der weiteren Auswertung der Daten analysiert werden.

Außerdem soll untersucht werden, ob die Zusammensetzung der Pflanzenarten Auswirkungen auf die Attraktivität der Untersuchungsflächen für Gänse hat. Informationen über die Bewirtschaftung der Flächen wird eine bessere Auswertung des Einflusses der landwirtschaftlichen Nutzung ermöglichen.

Dank

Wir danken Christina BEYER für die Mitarbeit bei der Datenerhebung und -analyse im Winter 2011/12 und Martin MAIER als Koordinator des COMTESS-Projektes für die Hilfe bei der Auswahl der Probestellen und den Genehmigungsverfahren. Außerdem danken wir allen Landwirten in der Krummhörn, die ihre Flächen für Untersuchungen im Rahmen von COMTESS zur Verfügung gestellt haben. Diese Studie wurde im Rahmen des Verbundforschungs-

vorhabens COMTESS (Sustainable coastal land management: Trade-offs in ecosystem services) durchgeführt, das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter dem FKZ 01LL0911 gefördert wird.

Summary: Wintering arctic geese on coastal grasslands: an experiment to assess agricultural goose damage

Wintering arctic geese in Northern Germany can cause considerable damage when grazing in high densities on agricultural grasslands. However, goose grazing does not inevitably lead to financial losses and there are several factors influencing the extent of goose damage. Our study investigates the impact of goose grazing on agricultural grasslands and the effect of different management intensity in Eastern Frisia (Northwest Germany).

During winter 2011/12, goose grazing pressure and vegetation height were measured regularly on 14 grassland plots. In April 2012, after most of the geese had left the area, biomass was cut inside and outside enclosures to quantify the biomass loss caused by geese. Significantly more geese were found on extensively managed plots compared to intensively managed plots, due to lower vegetation height on the former. Besides, the extensively managed plots were situated in nature reserves and therefore less frequently disturbed than the intensively managed plots, which made them more attractive for the geese.

Goose grazing caused an average yield loss of 40%. There was high variation in yield loss between among the extensively managed plots due to the large differences in goose grazing pressure between among these plots. There was no significant difference in biomass loss between the two management types.

The time during the season at which goose grazing occurs can play an important role for the effect of grazing on the vegetation, especially on intensively grazed plots. This aspect and a more detailed evaluation of goose damage will be considered in further analysis.

Literatur

- BÉCHET, A., J.-F. GIROUX & G. GAUTHIER 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging Snow geese. *Journal of Applied Ecology* 41: 689-700.
- BLACK, J. M., J. PROP & K. LARSSON 2007. Wild goose dilemmas. Population consequences of individual decisions in Barnacle geese. Branta Press, Groningen, Niederlande.
- BORBACH-JAENE, J., H. KRUCKENBERG, G. LAUENSTEIN & P. SÜDBECK 2001. Arktische Gänse als Rastvögel im Rheiderland -

- Eine Studie zur Ökologie und zum Einfluss auf den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen. Abschlussbericht des Vorhabens "Wildgänse und landwirtschaftliche Ertragseinbußen im Rheiderland" im Auftrag des NMU und NML (1997-1999). Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg.
- BOS, D., J. VAN DE KOPPEL & F. J. WEISSING 2004. Dark-bellied Brent geese aggregate to cope with increased levels of primary production. *Oikos* 107: 485-496.
- BRIUNZEEL, L. W., M. R. VAN EERDEN, R. H. DRENT & J. T. VULINK 1997. Scaling metabolisable energy intake and daily energy expenditure in relation to the size of herbivorous waterfowl: limits set by available foraging time and digestive performance. In: VAN EERDEN, M. R.: Patchwork – Patch use, habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands: 111-132. Van Zee tot Land 65. Rijkswaterstaat, Lelystad, Niederlande.
- HARTMANN, E., A. SCHEKAHN, R. LUICK & F. THOMAS 2006. Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. Darstellung und Analyse von Maßnahmen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme in der Bundesrepublik Deutschland. BfN-Skripten 161, Bonn.
- HIK, D. S. & R. L. JEFFERIES 1990. Increases in the net above-ground primary production of a salt-marsh forage grass: A test of the predictions of the herbivore-optimization model. *Journal of Ecology* 78 (1): 180-195.
- KRUCKENBERG, H. & J. BORBACH-JAENE 2003. Die küstennahe Krummhörn (Ostfriesland) als neu bewertetes Rastgebiet für nordische und arktische Gänse. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 35: 19-37.
- MADSEN, J. 1985. Impact of disturbance on field utilization of Pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53-63.
- NOLET, B. A. 2004. Overcompensation and grazing optimisation in a swan-pondweed system? *Freshwater Biology* 49: 1391-1399.
- PATTERSON, I. J. 1991. Conflict between geese and agriculture: Does goose grazing cause damage to crops? *Ardea* 79: 179-186.
- RIDDINGTON, R., M. HASSALL & S. J. LANE 1997. The selection of grass swards by Brent geese *Branta b. bernicla*: Interactions between food quantity and quality. *Biological Conservation* 81: 153-160.
- VAN DER GRAAF, A. J., J. STAHL & J. P. BAKKER 2005. Compensatory growth of *Festuca rubra* after grazing – Can barnacle geese increase their own harvest? *Functional Ecology* 19: 961-969.
- VAN DER WAL, R., J. VAN DEN KOPPEL & M. SAGEL 1998. On the relation between herbivore foraging efficiency and plant standing crop: an experiment with barnacle geese. *Oikos* 82: 123-130.
- VAN EERDEN, M. R., M. ZIJLSTRA, M. VAN ROOMEN & A. TIMMERMANN 1996. The response of Anatidae to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage* 13: 681-706.
- YDENBERG, R. C. & H. H. T. PRINS 1991. Spring grazing and the manipulation of food quality by Barnacle geese. *Journal of Applied Ecology* 18 (2): 443-453.



Ringelgans *Branta bernicla*. Foto: M. STOCK

Winterkondition von Blässgänsen in nordwestniedersächsischen Rastgebieten

Pia Winkel¹, Klaus-Michael Exo^{2*}, Helmut Kruckenberg³ und Julia Stahl^{1,4}

WINKEL, P., K.-M. EXO, H. KRUCKENBERG & J. STAHL 2014. Winterkondition von Blässgänsen in nordwestniedersächsischen Rastgebieten. Corax 22, Sonderheft 1: 66.

Die Küstenregionen des Wattenmeeres sind Großlebensräume von überragender internationaler Bedeutung für eine Vielzahl arktischer Zugvogelarten. Zahlreiche Arten verweilen während der Rastperioden alljährlich mit > 50% ihrer Zugwegpopulation in deutschen Küstengebieten, u. a. Blässgänse (*Anser albifrons*). Wie bei vielen arktischen Gänsearten wird auch bei der Blässgans der Bruterfolg in der Arktis offensichtlich maßgeblich von den Ernährungsbedingungen zur Zeit des Frühjahrszuges bestimmt. Die Tiere legen noch in den Wintergebieten Körperreserven an, die eine energetische Versorgung nicht nur für den Zug sondern auch für die Eiablage und die anschließende Brutzeit gewährleisten müssen. Eine Verschlechterung der Rast- und Ernährungsbedingungen wirkt sich auf die nachfolgende Brutzeit besonders gravierend aus, wenn sie den letzten Rastplatz vor dem Abflug in die Brutgebiete betrifft, da dies dann nicht mehr kompensiert werden kann. Man spricht dabei von sog. „carry-over“ Effekten zwischen Winter- bzw. Rast- und Brutgebiet, die sozusagen eine öko-physiologische (neben der rein geografischen) Konnektivität zwischen gemäßigten Breiten und Arktis herstellen.

In einem Kooperationsprojekt des Instituts für Vogelforschung, des Instituts für Wasservogel- und Feuchtgebietsökologie e.V., der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und dem Institut für Biologie und Umweltwissenschaften der Universität Oldenburg wurde im Winter 2011/12 die Kondition von Blässgänsen in typischen niedersächsischen Rasthabitaten erfasst, auf Grünlandflächen in der Hunteniederung nordöstlich Oldenburgs und im Moormeerland südöstlich Emdens. Als Maß für die angelegten Fettreserven diente der Abdominal Profile Index (API), d. h. die Wölbung des Abdomens. Von Mitte Januar 2012 bis zum Abzug der Vögel Ende März wurde der API von insgesamt 984 Blässgänsen nach der achtstufigen Standardskala (0 – 7) von MADSEN & KLAASSEN (J. Avian Biol. 37, 2006, 283-287) aufgenommen. Die API-Werte nahmen im Verlauf des Winters signifikant zu, von im Mittel 2,5 in der zweiten Januarhälfte auf im Mittel 4,0 in der zweiten Märzhälfte. Wesentliche Zunahmen setzten ab Ende Februar ein. Zwischen den Truppgrößen und den API-Werten ergab sich kein Zusammenhang.

Ergänzend zu den Freilanderhebungen wurden die in der Datenbank geese.org gespeicherten API-Werte aus dem Zeitraum 2007/08 – 2010/11 analysiert. Im Gegensatz zu unseren eigenen Untersuchungen ergab sich kein Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt in der Saison und den API-Werten. Dies dürfte im Wesentlichen auf die fehlende Standardisierung und Kalibrierung der Erfassungen verschiedener Beobachter zurückzuführen sein und zeigt, dass die Erfassung des API ein stark beobachterabhängiges Geländemaß ist.

Die im Winter 2011/12 durchgeführten Untersuchungen belegen eine signifikante Fettdeposition vor dem Heimzug, die aber für einen non-stop-Flug in die arktischen Brutgebiete bei Weitem nicht ausreichen dürfte. Satellitentelemetrische Studien haben gezeigt, dass Blässgänse auf ihrem Zug in die Arktis mehrere Zwischenstopps einlegen.

Gefördert mit Mitteln des Bundesamtes für Naturschutz, des Vogelschutz-Komitees (VsK) e.V. und der Staatlichen Vogelschutzwarte im NLWKN.

¹ AG Landschaftsökologie, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg

² Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven

³ Institut für Wasservogel- und Feuchtgebietsökologie e.V., Europäisches Blässgans-Forschungsprojekt, Am Steigbügel 3, 27283 Verden (Aller)

⁴ SOVON Vogelonderzoek, Postbus 6521, NL-6503 GA Nijmegen

*Korrespondenzautor: michael.exo@ifv-vogelwarte.de

Das Herings- und Silbermöwen-Farbberingungsprogramm an Nord- und Ostsee

Sönke Martens¹ & Volker Dierschke²

MARTENS, S. & V. DIERSCHKE 2014. Das Herings- und Silbermöwen-Farbberingungsprogramm an Nord- und Ostsee. Corax 22, Sonderheft 1: 67.

Die Heringsmöwe brüdet noch nicht einmal 100 Jahre an der deutschen Nordseeküste, hat sich aber nach zunächst schleppender Zunahme in den letzten drei Jahrzehnten explosionsartig vermehrt. Vor allem in den derzeit größten Kolonien in Schleswig-Holstein auf Amrum, aber auch auf der erst 1997 besiedelten Insel Helgoland wurden ab 1999 weit über 1.000 Küken mit farbigen Coderingen individuell markiert.

Fragestellungen beziehen sich zum einen auf Ortstreue und Dispersion im Hinblick auf die spätere Ansiedlung als Brutvogel, aber auch auf das räumliche Aufenthaltsmuster im Jahresgang. Letzteres ist dank der sehr hohen Ableseaktivität in großen Teilen des Winterquartiers inzwischen gut darstellbar. Die meisten norddeutschen Heringsmöwen scheinen im Bereich der iberischen Halbinsel (auch auf großen Mülldeponien im Binnenland) sowie an der nordwestafrikanischen Küste (Marokko und West-Sahara) zu überwintern.

Weitaus schwieriger ist das Ansiedlungsverhalten der Jungvögel zu verfolgen, denn in den meisten großen Brutkolonien finden kaum Kontrollen der dortigen Brutvögel statt. Immerhin gibt es mittlerweile einige Nachweise von Ansiedlungen Helgoländer Jungvögel zwischen den Niederlanden und SW-Dänemark, möglicherweise sogar bis Süd-Norwegen. Dennoch bleiben viele (die meisten?) Vögel offenbar der Insel treu, denn bis zum Eintritt der Brutreife kehren mehr als zwei Drittel von ihnen nach Helgoland zurück – sofern sie das erste Lebensjahr erfolgreich überstanden haben.

¹ Carl-Goerdeler-Weg 16, 25524 Itzehoe, E-Mail: s.martens@kh-itzehoe.de

² Gavia EcoResearch, Tönnhäuser Dorfstr. 20, 21423 Winsen/Luhe, E-Mail: volker.dierschke@web.de



Silbermöwe *Larus argentatus* H0C3 im Hafen von Niendorf. Foto: S.WOLFF

Ein Seevogel auf Landgang? Flugmuster und Nahrungswahl von Heringsmöwen (*Larus fuscus*)

Anna-Marie Corman & Stefan Garthe

CORMAN, A.-M. & S. GARTHE 2014. Ein Seevogel auf Landgang? Flugmuster und Nahrungswahl von Heringsmöwen (*Larus fuscus*). Corax 22, Sonderheft 1: 68.

Mit einem Brutbestand von etwa 40.000 Brutpaaren gehören Heringsmöwen (*Larus fuscus*) inzwischen zu den häufigsten Brutvogelarten der deutschen Nordseeküste. Während der Brutzeit liegen die Verbreitungsschwerpunkte der Art auf offener See bis rund 100 km von der Küste entfernt, aber auch im küstennahen Binnenland. Hauptnahrungsquelle der Heringsmöwen sind neben Crustaceen (v. a. Schwimmkrabben) und Fischen auch Invertebraten wie Insekten und Regenwürmer. Dabei gibt es zwischen den Brutkolonien beträchtliche Unterschiede. So machen Fische (hier v.a. Fischereiabfälle) auf den ostfriesischen Inseln einen deutlich höheren Anteil in der Nahrungszusammensetzung aus als auf der nordfriesischen Insel Amrum, bei der Schwimmkrabben (*Liocarcinus* sp.) die bei weitem größte Rolle spielen. Die terrestrische Komponente war in beiden Kolonien ähnlich.

In einem mehrjährigen Projekt sollen die Verbreitung und die Ernährungsstrategien von Heringsmöwen verschiedener Kolonien mittels GPS-Datenloggern untersucht werden. Dabei werden nicht nur die geografischen Positionen, sondern zusätzlich Datum, Uhrzeit sowie Fluggeschwindigkeit und Flughöhe jedes Individuums mit einer hohen zeitlichen Auflösung aufgezeichnet. Mit Hilfe dieser Daten lassen sich neben den bevorzugten Nahrungsgebieten der Heringsmöwen auch deren individuelle Nahrungssuchstrategien identifizieren. Besondere Schwerpunkte bilden die Vergleiche zwischen den Kolonien und zwischen den verschiedenen Brutphasen. Zusammen mit den Ergebnissen aus Analysen von Speiballen und Stablen Isotopen wird ein umfangreiches Bild über Nahrungshabitatwahl und Nahrungszusammensetzung der Heringsmöwe gewonnen.

Im Vortrag werden die ersten Ergebnisse aus dem Jahr 2012 aus den Brutkolonien Borkum, Spiekeroog und Amrum vorgestellt.

Forschungs- und Technologiezentrum Büsum, Universität Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum, E-Mail: anna.corman@ftz-west.uni-kiel.de, garthe@ftz-west.uni-kiel.de

Literatur

CORMAN, A.-M. & S. GARTHE (2013): Wo suchen die Heringsmöwen der Amrumer Odde ihre Nahrung? Seevogel 34 (4): 156-159.

Wo sind all die Küken hin? Ursachenforschung zum niedrigen Bruterfolg der Amrumer Heringsmöwen.

Henning Volmer^{1,2}, Philipp Schwemmer¹, Stefan Garthe¹

VOLMER, H., P. SCHWEMMER, S. GARTHE 2014. Wo sind all die Küken hin? Ursachenforschung zum niedrigen Bruterfolg der Amrumer Heringsmöwen. Corax 22, Sonderheft 1: 69.

Amrum ist mit etwa 10.000 Brutpaaren der größte Brutplatz von Heringsmöwen (*Larus fuscus*) an der deutschen Nordseeküste. Nach der Ansiedlung in den 1960er Jahren stieg der Brutbestand kontinuierlich an und schwankt seit Anfang der 2000er Jahre relativ konstant um 10.000 Paare. Durch die jährliche Beringung nicht flügger Jungvögel seit dem Jahr 2005 (S. MARTENS, Itzehoe) und durch Beobachtungen der betreuenden Naturschutzverbände fiel auf, dass nach Jahren mit gutem Bruterfolg dieser seit 2009 nur noch sehr gering ausfällt. Die Ursachen für diesen deutlichen Rückgang waren bislang unklar. Bei den jährlichen Brutbestanderfassungen wurde kein auffälliger Rückgang der Gelegenanzahl festgestellt, so dass von einem Einflussfaktor in der späten Inkubations- oder der frühen Jungenaufzuchtzeit ausgegangen werden musste.

Um den naheliegenden Einfluss der Prädation auf Heringsmöweneier bzw. -pulli zu untersuchen, um mögliche Prädatoren zu bestimmen und um erste Anhaltspunkte für detailliertere Untersuchungen zu ermitteln, wurden im Juni 2012 zwei Subkolonien auf der Amrumer Nordspitze – der Odde – intensiv beobachtet und Prädatorevents protokolliert. Zudem wurden in einer Subkolonie einige brutbiologische Daten wie Gelegedichte, Gelegegröße und Eimaße erfasst.

In rund 89 Beobachtungsstunden wurden insgesamt 90 Ereignisse dokumentiert, die mit Prädation im Zusammenhang standen. Bei 70 % dieser Ereignisse traten Heringsmöwen selbst in Erscheinung. Auch bei den Prädatorevents dominierten Heringsmöwenküken. Unter Berücksichtigung dieser Ergebnisse scheint insbesondere die intraspezifische Prädation der Hauptgrund für den schlechten Bruterfolg der Heringsmöwen im Jahr 2012 zu sein. Es kann vermutet werden, dass dies auch ein wichtiger Grund für den schlechten Bruterfolg in den Vorjahren war.

Die erhobenen brutbiologischen Daten wie Gelegegröße und Eimaße geben Hinweise auf eine möglicherweise schlechtere Kondition der Altvögel und lassen somit unter Umständen auch auf eine verschlechterte Nahrungssituation schließen.

¹ Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) der Christian Albrechts Universität zu Kiel, AG Seevogelökologie. Hafentörn 1, 25761 Bismarck. Kontakt Autor: henning.volmer@ftz-west.uni-kiel.de.

² Verein Jordsand zum Schutze der Seevögel und der Natur e.V.

Literatur

VOLMER, H., M. BICKEL, P. SCHWEMMER & S. GARTHE (2013): Kükenprädation bei Heringsmöwen auf Amrum als mögliche Erklärung für den schlechten Bruterfolg im Jahr 2012. Seevögel 34 (4): 160-165



Heringsmöwe *Larus fuscus* prädiziert Heringsmöwenküken (VOLMER, Amrum 2012).

Bruterfolgsmonitoring bei Möwen und Seeschwalben im Wattenmeer

Veit Hennig¹, Christel Grave², Bernd Hälterlein³, Matthias Haupt⁴, Uli Knief⁵, Kees Koffijberg⁶, Martin Kühn³, Björn Marten Philipps⁷, Rainer Rehm³, Gundolf Reichert⁸ & Maria Schiffler⁹

HENNIG, V., C. GRAVE, B. HALTERLEIN, M. HAUPT, U. KNIEF, K. KOFFIJBERG, M. KÜHN, B. M. PHILIPPS, R. REHM, G. REICHERT & M. SCHIFFLER 2014. Bruterfolgsmonitoring bei Möwen und Seeschwalben im Wattenmeer. Corax 22, Sonderheft 1: 70.

Die Brutbestandserfassungen des Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) zielen vor allem darauf ab, Trends in den Bestandszahlen aufzuzeigen. Erklärungen für Veränderungen, zu Ursachen und Hintergründen können sie alleine in der Regel nicht liefern. Daher wurde ergänzend bereits 1996/97 ein Bruterfolgsmonitoring erprobt. Seit 2010 ist der Bruterfolg ausgewählter Küstenvogelarten ein neuer Parameter des TMAP. Auf die Konzepte und Erfahrungen der 1990er Jahre aufbauend, wurde in den letzten drei Jahren für zehn wattenmeer-typische Vogelarten mit verschiedenen Habitatpräferenzen und Ernährungsstrategien ein einheitliches Erfassungssystem entwickelt.

Neben Löffler, Eiderente, Austernfischer und Säbelschnäbler werden im TMAP zukünftig sechs Laridenarten mit vergleichbaren Methoden in ausgewählten Probestellen auf ihren jährlichen Bruterfolg hin untersucht. Dies sind Lachmöwe, Heringsmöwe, Silbermöwe, Brandseeschwalbe, Küsten- und Flusseeeschwalbe. Zielvorstellung ist dabei, in jeder Region (in Schleswig-Holstein Dithmarschen und Nordfriesland) aufgrund unterschiedlich wirkender Faktoren jeweils Festlandsflächen und Insel-/ Halligflächen in die dauerhafte Erfassung der einzelnen Arten einzubeziehen.

Der Schlupferfolg wird durch Gelegekontrollen im 6-tägigen Rhythmus erfasst. Zur Ermittlung des Aufzuchterfolgs (Überlebensrate der Küken vom Schlupf bis zum Flüggewerden) und damit letztlich des Bruterfolgs wurde für die Lariden in den bisherigen Konzepten das Umzäunen von Teilen einer Brutkolonie als gängige Methode entwickelt, um die überlebenden Küken genau zu erfassen.

Da diese Methode aus verschiedenen Gründen nicht überall praktikabel ist, kamen in den letzten Jahren weitere Strategien ohne Einzäunung hinzu. In größeren Teilflächen von Kolonien wurden die Brutpaarzahlen möglichst genau erfasst und die Küken individuell gekennzeichnet, i. d. R. mit Ringen der Vogelwarte Helgoland und individuellen Farbringen markiert, was langfristig auch Informationen zu Altvogel-Mortalität und anderen populationsbiologischen Parametern liefern kann. Nach mehreren Beringungs- und Kontrolldurchgängen bis zum Ende der Brutzeit kann die Zahl der flüggen Küken mittels Fang-Wiederfang-Systemen errechnet und dabei mit relativ geringem Aufwand eine aussagekräftige Stichprobe erreicht werden.

Die entwickelten Methoden wurden auf den Grad der Störung und ihres möglichen negativen Einflusses hin untersucht. Hier werden nun erste Ergebnisse, Vor- und Nachteile unterschiedlicher Methoden und Grundlagen für die zentrale Datenhaltung vorgestellt. 2013 wird dazu eine überarbeitete Arbeitsanleitung erscheinen.

Daneben wird mit einem Kleinfischmonitoring ein ergänzender Ansatz zur Ermittlung der Nahrungsverfügbarkeit für Seeschwalben und Möwen während der Brutzeit kurz vorgestellt.

¹ Abt. Tierökologie und Naturschutz, Universität Hamburg, M.-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg, E-Mail: veit.hennig@uni-hamburg.de

² Verein Jordsand, Haus der Natur - Bornkampsweg 35, 22926 Ahrensburg

³ Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schlossgarten 1, 25832 Tönning, E-Mail: bernd.haelterlein@lkn.landsh.de

⁴ Dorfstr. 15, 24241 Blumenthal

⁵ Neukamp 10, 24253 Probsteierhagen-Muxall

⁶ SOVON Vogelonderzoek Nederland, Toernooveld 1, NL 6503 GA Nijmegen, E-Mail: kees.koffijberg@sovon.nl

⁷ Apenrader Straße 17, 24939 Flensburg

⁸ Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven, E-Mail: gundolf.reichert@nlpv-wattenmeer.niedersachsen.de

⁹ Bahrenfelder Str. 185, 22765 Hamburg

Saisonale Abundanzmuster pelagischer Schwarmfische und die Brutphänologie von Flusseeeschwalben *Sterna hirundo*

Andreas Dänhardt¹ & Peter H. Becker²

DÄNHARDT, A. & P. H. BECKER 2014. Saisonale Abundanzmuster pelagischer Schwarmfische und die Brutphänologie von Flusseeeschwalben *Sterna hirundo*. Corax 22, Sonderheft 1: 71-77.

Die Untersuchung von Räuber-Beute-Beziehungen, zum Beispiel mittels Regressionsanalyse, erfordert Einzelwerte für jedes untersuchte Jahr, wofür räumlich oder zeitlich gemittelte Maße verwendet werden. Als Folge dieser methodischen Notwendigkeit gehen wichtige Informationen über saisonale Muster verloren. In gemäßigten Breiten ändert sich jedoch die räumlich-zeitliche Überlappung von Räuber und Beute im Laufe eines Jahres, und sowohl das Timing des Energiebedarfs des Räubers relativ zur Beuteverfügbarkeit als auch die Energieausbeute pro Einheit Jagdaufwand bestimmen maßgeblich den Bruterfolg des Räubers. Saisonale Phänomene können somit als eine weitere Erklärungsebene von Räuber-Beute-Interaktionen gelten. Als die beiden Prozesse, die die Energieverfügbarkeit steuern, werden die saisonal aufgelöste Abundanz- und Längenentwicklung wichtiger Beutefische von Flusseeeschwalben *Sterna hirundo* dem saisonalen (modellierten) Energiebedarf der Flusseeeschwalbenkolonie am Banter See in Wilhelmshaven gegenübergestellt. Anhand des Bruterfolges und der Kükenentwicklung wird die Auswirkung sich ändernder Abundanz und Längenverteilung pelagischer Schwarmfische innerhalb einer Brutsaison untersucht, „gute“ und „schlechte“ Jahre werden definiert und mögliche Einflussgrößen und Konsequenzen wechselnder Nahrungsverfügbarkeit werden diskutiert.

¹ Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Universität Hamburg, Olbersweg 24, 22767 Hamburg, Tel.: + 49 (0) 1 79 / 5 17 15 36, E-Mail: andreas.daenhardt@uni-hamburg.de

² Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven, Tel.: + 49 (0) 44 21 / 96 89 0, E-Mail: peter.becker@ifv-vogelwarte.de

Einleitung

Ein großer Anteil der jährlichen Schwankungen des Bruterfolges von Flusseeeschwalben *Sterna hirundo* kann mit Bestandszahlen von Heringen *Clupea harengus* und Sprotten *Sprattus sprattus* erklärt werden (DÄNHARDT & BECKER 2011a). Auf den ersten Blick intuitiv, verwundert dieser klare Zusammenhang freilich auf den zweiten Blick, denn sowohl der Bruterfolg (DÄNHARDT & BECKER 2012) als auch regionale (DÄNHARDT & BECKER 2012, VORBERG 2012) und überregionale (ICES 2012) Fischbestandsindizes sind zeitlich und räumlich integrierende Maße. Offenbar ist der Zusammenhang so stark, dass er trotz der methodischen Einschränkungen klar zutage tritt. Gängige Methoden zur Analyse räumlich und zeitlich gemittelter Maße, wie z. B. die Regressionsanalyse, berücksichtigen kaum die funktionellen Details der untersuchten Räuber-Beute-Beziehungen. In gemäßigten Breiten ändert sich jedoch die räumlich-zeitliche Überlappung von Räuber und Beute im Laufe eines Jahres, und sowohl das Timing des Energiebedarfs des Räubers relativ zur Beuteverfügbarkeit (CUSHING 1969, 1990, DURANT et al. 2007) als auch die Energieausbeute pro Einheit Jagdaufwand (ORIANI & PEARSON 1979) bestimmen maßgeblich den Bruterfolg des Räubers. Saisonale Phänomene können somit als eine weitere Erklärungsebene von Räuber-Beute-Interaktionen gelten.

Bei vielen Vogelarten geht frühes Brüten einher mit größeren Eiern und größeren Gelegen und/oder höheren Wachstums- und Überlebensraten der Küken (DAAN et al. 1990, BURGER et al. 1996). Am Anfang der Brutsaison steht die Balz, während derer bei Seeschwalben das Weibchen durch die Balzgeschenke des Männchens konditionell in die Lage versetzt wird, Eier zu produzieren und zu legen. Die Kondition des Weibchens, deren Grundlage durch die Balzfütterungen gelegt wird, wirkt auf alle folgenden Reproduktionsphasen und ist daher zentral in ihrer Bedeutung (WENDELN 1997, DRENT 2006). Auch für den Bruterfolg von Flusseeeschwalben ist der Brutbeginn entscheidend (BECKER 1996, WENDELN & BECKER 1999, ARNOLD et al. 2004). Da sich Ankunft und Legebeginn mit zunehmendem Alter der Flusseeeschwalben verfrühen (EZARD et al. 2007) steht die saisonale Verringerung des Reproduktionserfolges in Beziehung zum Alter der Brutvögel sowie zu Umweltfaktoren (ARNOLD et al. 2004). Darüber hinaus sind qualitativ hochwertige (=ältere) Elternvögel offenbar eher in der Lage, schlechte Umweltbedingungen auszugleichen (BECKER et al. 2001, BECKER & ZHANG 2011, ARNOLD et al. 2004). Über die Faktoren, die den Brutbeginn terminieren, ist jedoch bei Seeschwalben nur wenig bekannt.

In der vorliegenden Arbeit prüfen wir die Hypothese, dass Flusseeeschwalben desto früher mit der Brut begin-

nen, je besser die Nahrungsverfügbarkeit während der Balz ist. Ferner diskutieren wir die Konsequenzen, die sich aus einem frühen bzw. späten Brutbeginn für den Bruterfolg ergeben können.

Material und Methoden

Daten zum Bruterfolg und zur Kükenentwicklung der Flusseeeschwalben wurden 2006 bis 2012 in der Brutkolonie am Banter See in Wilhelmshaven (53°30' N, 08°05' O) nach standardisierter Methodik (WAGENER 1998) aufgenommen (vgl. DÄNHARDT & BECKER 2012).

Die Artenzusammensetzung, artspezifische Abundanz und Längenverteilung der Fische wurde mittels schiffsbasierter Hamennetzfänge im zentralen Jadebusen (53° 28' N, 08°12' O) während der Balzzeit (2006, 2007 und 2009-2012 jeweils Ende April; 2008 wurden zur Balzzeit keine Daten erhoben) der Flusseeeschwalben innerhalb ihres mittleren Jagdradius (BECKER et al. 1993) untersucht. Die Fänge wurden nach Arten sortiert, nass gewogen und individuelle Standardlängen auf den mm genau gemessen. Der Wasserstrom wurde mittels Propeller-Strömungsmessern (Hydrobios Kiel) gemessen und mit der Fläche der Netzfläche multipliziert, um daraus das filtrierte Wasservolumen zu berechnen und die absoluten Fangmengen auf ein definiertes Wasservolumen (hier: 10.000 m³) zu standardisieren. Methodische Details geben DÄNHARDT (2010) und DÄNHARDT & BECKER (2008a & b, 2011b).

Mittels Bombenkalorimetrie wurde der Energiegehalt der wichtigsten Beutefische der Flusseeeschwalben (Hering, Sprotte und Stint *Osmerus eperlanus*; DÄNHARDT & BECKER 2008a) gemessen (vgl. FISCHER 2007). Als Maß für die Energieverfügbarkeit während der Balzphase wurde für die o. g. Beutefischarten der Energiegehalt eines Individuums mittlerer Standardlänge mit der aufwandskorrigierten Abundanz (Medianwert der artspezifischen, aufwandskorrigierten Abundanz aus der Hamenfischerei im April) multipliziert. Dieses Maß (in kJ * 10.000 m³) wurde als erklärende Variable für den Bruterfolg zwischen 2006 und 2012 verwendet.

Fütterungsbeobachtungen wurden mit dem Fernglas (10 x 42) oder mit dem Spektiv (15 x 20-60) in der Kolonie durchgeführt. Die Beuteorganismen wurden möglichst bis auf Artniveau bestimmt, was jedoch nicht in allen Fällen gelang. Eine ausführliche Methodenbeschreibung liefern DÄNHARDT et al. (2011c).

Um den potenziellen Einfluss verschiedener Umweltvariablen auf den Bruterfolg anhand ausgewählter Beispiele darzustellen, wurden Informationen zum saisonalen Verlauf der Nahrungsverfügbarkeit (DÄNHARDT & BECKER 2008a, 2012) und zu Windstärke und Niederschlagsmengen verwendet. Die meteorologischen Daten wurden dankenswerterweise vom ICBM Terramare (Wilhelmshaven) und vom Helmholtz-Zentrum Geesthacht zur Verfügung gestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Sowohl beim Hering als auch bei der Sprotte zeigte sich trotz großer Streuung der Trend, dass bei größerer Energie an diesen beiden Arten pro 10.000 m³ die Eiablage der Flusseeeschwalben früher begann. Dieser Trend war allerdings nur bei der Sprotte signifikant. Obwohl Stinte allgegenwärtig und i. d. R. abundant waren und einen hohen Energiegewinn pro erbeuteten Fisch lieferten, hatte die Energie aus Stinten keinen signifikanten Einfluss auf den Legeepfel der Flusseeeschwalben (Abb. 1). Möglicherweise erfordert die Erbeutung eines Stintes mehr Energie als der Fang heringsartiger Fische, weil die Stinte nicht so große, kohärente Schwärme bilden. Während die Energie, die den Flusseeeschwalben während der Balzperiode durch die Heringe zur Verfügung stand, in den letzten Jahren größer geworden ist, war bei den beiden anderen Fischarten keine derartige Tendenz festzustellen (Abb. 1).

Die Nahrungssituation zur Balz hatte kaum Vorhersagekraft über die Nahrungssituation während der Kükenaufzucht (Abb. 2). So wurden z. B. zur Balz 2007 kaum heringsartige Fische (Hering und Sprotte konnten bei den Fütterungsbeobachtungen nicht voneinander unterschieden werden und wurden daher als heringsartige Fische zusammengefasst) verfüttert, Stinte dominierten die Balzfütterungen, und der Legebeginn war relativ spät (Tab. 1). Dies ist ein weiterer Hinweis, dass die Versorgung mit Stinten einen geringeren Einfluss auf die Energiebilanz der Flusseeeschwalben hatte die Verfügbarkeit heringsartiger Fische. Diese wanderten 2007 später ein und wurden daher erst als Kükennahrung wichtig (Abb. 2). Der relative Anteil heringsartiger Fische an den verfütterten Beutetieren war 2006 zwar höher, absolut gehörte die Nahrungsversorgung 2006 jedoch zu den schlechtesten aller untersuchten Jahre (DÄNHARDT & BECKER 2008a, 2012). Im Jahr 2011 waren sowohl zur Balz als auch zur Kükenaufzucht der Anteil der Heringsartigen an den Fütterungen am höchsten, der Legebeginn am frühesten und die Kükenwachstumsrate am höchsten, was u. a. der vergleichsweise hohen Individuendichte von Sprotten 2011 (DÄNHARDT & BECKER 2012) geschuldet war.

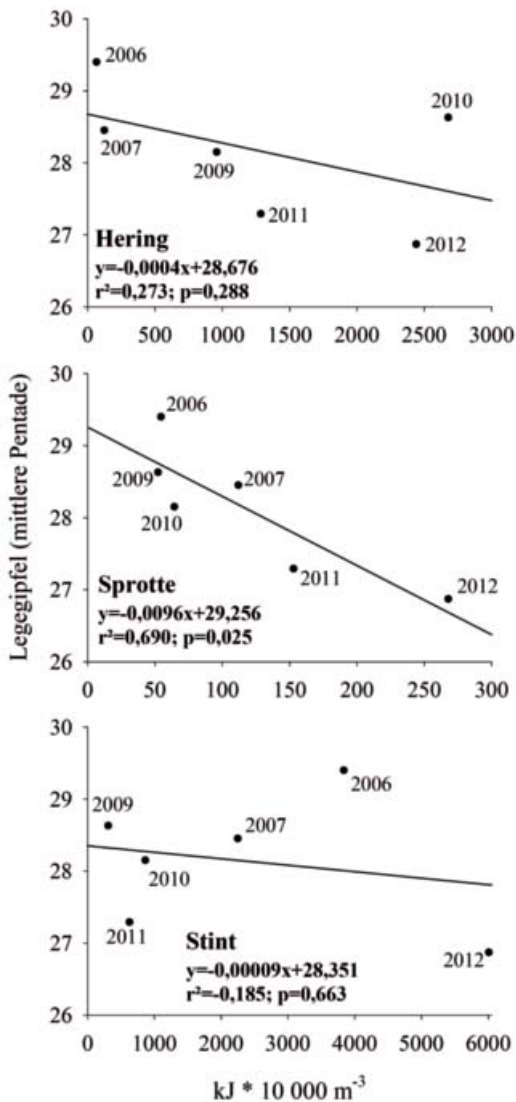


Abb. 1: Zusammenhang zwischen dem Legegipfel (mittlere Pentade) der Flusseeeschwalben und der Energieverfügbarkeit aus den drei wichtigsten Beutefischen Hering (oben), Sprotte (Mitte) und Stint (unten). Angegeben sind die Parameter des linearen Modells, die erklärte Varianz (r^2) und die Irrtumswahrscheinlichkeit aus der linearen Regressionsanalyse (p). Ferner sind die Jahreszahlen der einzelnen Datenpunkte dargestellt. Die x-Achsen sind unterschiedlich skaliert.

Fig. 1: Relationship between the laying peak (mean 5-day period) of Common Terns and the energy availability from the three most important prey species herring (top), sprat (middle) and smelt (bottom).

Tab. 1: Legegipfel (mittlere Pentade), Bruterfolg (flügge Küken pro Brutpaar) und Kükenwachstumsrate (tägliche Gewichtszunahme in g während der linearen Wachstumsphase) der Flusseeeschwalben am Banter See. Daten aus DÄNHARDT & BECKER (2012).

Table 1: Peak laying (mean 5-day period), breeding success (fledged chicks per breeding pair) and chick growth rate (daily weight gain in g during the linear growth phase) of Common Terns at Banter See.

Jahr	Legegipfel	Bruterfolg	Kükenwachstumsrate
2006	29,40	0,6	5,3
2007	28,45	0,5	7,2
2008	27,86	0,7	6,3
2009	28,15	0,4	5,5
2010	28,63	1,2	7,6
2011	27,29	1,1	7,6
2012	26,87	1,1	7,3

Wie frühere Arbeiten bereits gezeigt haben, müssen Regen und Wind bei einer Bewertung der Reproduktionsbedingungen stets berücksichtigt werden (BECKER & FINCK 1985, BECKER & SPECHT 1991, BECKER et al. 1985, MLODY & BECKER 1991). Dieser Effekt wird durch die exemplarische Betrachtung dreier Jahre mit vergleichbarer Nahrungssituation abermals deutlich. In den Jahren 2007, 2010 und 2011 lag die Kükenwachstumsrate nahe dem Maximum (Tab. 1), bei sehr unterschiedlichem Bruterfolg. Im Jahr 2007 starben viele fast flügge und schon ausgeflogene Küken während einer Schlechtwetterperiode zwischen Ende Juni und Mitte Juli. Es regnete viel und der Wind lag fast immer zwischen 8 und 11 m * sec.⁻¹ (Abb. 3). In dieser Zeit waren die Elterntiere nicht in der Lage, bei den ungünstigen Jagdbedingungen ausreichende Fütterraten aufrecht zu erhalten. Hingegen waren 2010 und 2011 die Niederschläge und die Windspitzen deutlich geringer, aufeinander folgende Tage mit schlechtem Wetter seltener (Abb. 3). Die durchschnittlichen, langfristigen Wetterbedingungen erzeugen subtile Unterschiede in den Jagdbedingungen, während nur wenige insbesondere aufeinander folgende Tage extremer Wetterverhältnisse ausreichen können, um den Bruterfolg zu verringern.

Zwar ist bei geringen Windstärken die Fangrate am höchsten, jedoch erfordert die Jagd auch viel Energie

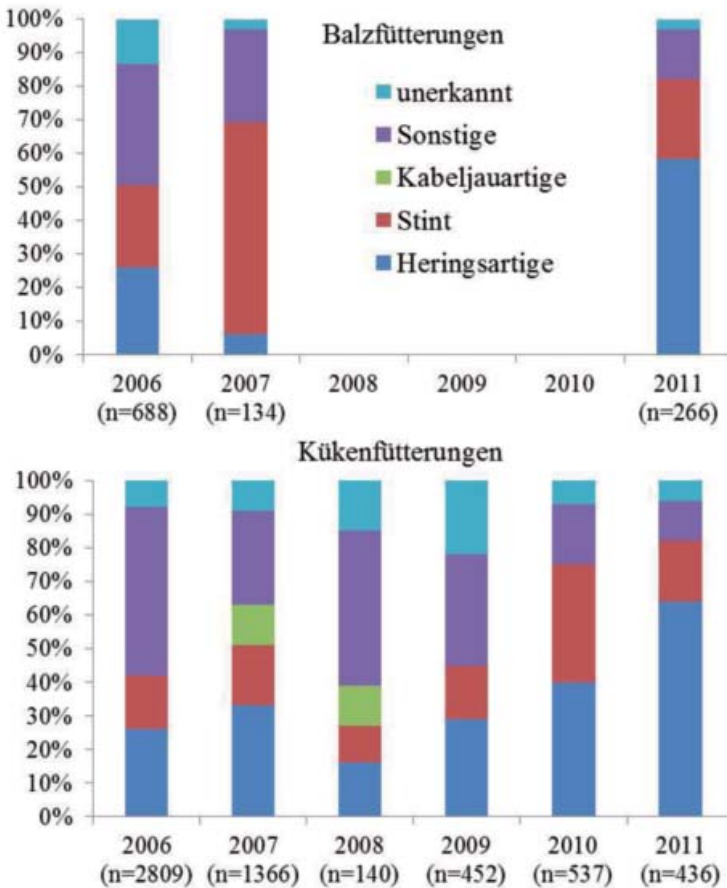


Abb. 2: Relativer Anteil verschiedener Beutefische an Balz- und Kükenfütterungen in der Flussseeschwalbenkolonie am Banter See zwischen 2006 und 2011. Unter den Jahreszahlen ist die Anzahl der Fütterungsbeobachtungen angegeben. 2008-2010 wurden keine Balzfütterungen erfasst. Daten aus BECKER (unveröffentlicht) und DÄNHARDT & BECKER (2012).

Fig. 2: Relative proportion of different prey fish species fed during display and brood rearing in the Common Tern colony at Banter See between 2006 and 2011. At the bottom of the graphs the number of feeding observations is noted. No observations of courtship feeding were made in 2008-2010.

(FRESEMANN 2008). Offenbar sind die Jagdbedingungen zwischen 4 und 11 m * sec.-1 in energetischer Hinsicht für die Flussseeschwalben am günstigsten (FRESEMANN 2008). Regen und zu viel Wind können zwar auch früher in der Brutsaison auftreten, allerdings ist dies in den weitaus meisten Jahren erst Mitte Juni der Fall, weshalb diese Schlechtwetterperiode im Volksmund als „Schafskälte“ bekannt ist.

Starkwind und Niederschlag sind jedoch nicht die einzigen Wetterphänomene, die Räuber-Beute-Interaktionen beeinflussen können. Im Jahr 2006 wanderten nach einer lang andauernden Hitzeperiode Mitte Juli binnen weniger Tage alle Heringe aus dem Jagdgebiet der Flussseeschwalben ab (SCHREIBER 2007, DÄNHARDT & BECKER 2008a). Die Flussseeschwalben reagierten mit einer Umstellung auf juvenile Finten *Alosa fallax*, die den Wegfall der Heringe jedoch nicht ausgleichen konnten (SCHREIBER 2007). Bei Abwanderung der Heringe lag die Wassertemperatur über 22 °C. Diese Beobachtung wird

durch frühere Befunde bestätigt, bei denen bereits flügge Küken nach Hitzeperioden verhungerten (BECKER et al. 1997). Mobile, poikilotherme Tiere wie Fische haben keine andere Möglichkeit als den Ortswechsel, um ihre Körpertemperatur zu regulieren. Da sich das Wasser nur langsame erwärmt, sind die Flussseeschwalben von dieser verhaltensgesteuerten Thermoregulation ihrer Hauptbeute gegen Ende der Kükenaufzucht oder kurz nach dem Ausfliegen besonders betroffen, denn bis zum Ausfliegen der Küken müssen die Altvögel stets zur Kolonie zurückkehren, um ihren Nachwuchs zu füttern. Ist eine Nahrungsquelle zu weit von der Kolonie entfernt, wird die Energiebilanz des Altvogels negativ („Central Place Foraging“, ORIANS & PEARSON 1979). Diese Rahmenbedingungen definieren den Jagdradius um die Kolonie, innerhalb dessen die Flussseeschwalben noch „profitabel“ jagen können (BECKER et al. 1993). Die Abwanderung einer energie- und individuenreichen Hauptbeute aus dem eingeschränkten Jagdgebiet kurz vor dem Ausfliegen der Küken ist besonders ungünstig,

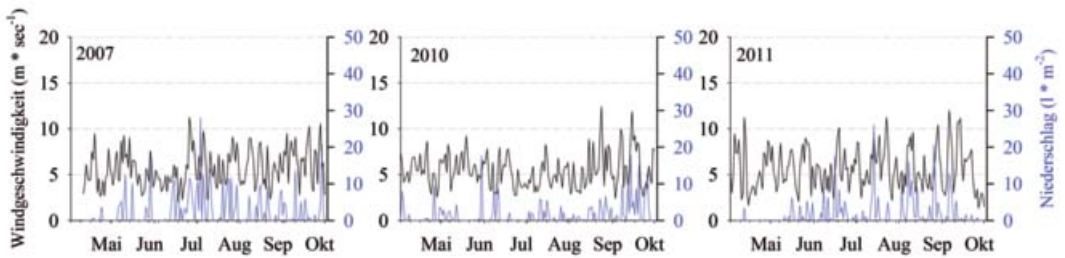


Abb. 3: Verlauf der mittleren, täglichen Windgeschwindigkeit (schwarz, linke y-Achsen) und der Niederschlagsmengen (blau, rechte y-Achsen) in den Jahren 2007, 2010 und 2011. Mit freundlicher Genehmigung des ICBM Terramare (Wilhelmshaven) und des Helmholtz-Zentrums Geesthacht.

Fig. 3: Daily average wind speed (black lines, left y-axes) and precipitation (blue lines, right y-axes) in the years 2007, 2010 and 2011. Courtesy of ICBM Terramare (Wilhelmshaven) and Helmholtz-Zentrum Geesthacht.

weil die Küken bereits einen sehr hohen Energiebedarf haben, jedoch noch nicht selbstständig jagen können.

Schlussfolgerung

Ein früher Brutbeginn ist in mehrfacher Weise günstig. In warmen Jahren bei steigenden Temperaturen schrumpft das Zeitfenster der Seeschwalben für die erfolgreiche Reproduktion. Für Eltern früh ausgeflogener Küken entfele auch schon früher in der Saison die Notwendigkeit, nach erfolgreicher Jagd zur Kolonie zurückkehren zu müssen, da die Jungen ihnen in die Jagdgebiete folgen können. Ihr Aktionsradius und somit die Chance, die räumliche Verlagerung einer Hauptbeute auszugleichen, wären dann größer.

Verschlechtern sich Mitte Juni die Wetterbedingungen („Schafskälte“), wären selbst die am frühesten geschlüpften Küken noch nicht flügge. Da sich die Fähigkeit, ihre Körpertemperatur zu regulieren, erst entwickelt, wären jüngere Küken allerdings von geringen Temperaturen und Niederschlag stärker betroffen als ältere Jungvögel (BECKER & FINCK 1985, BECKER & LUDWIGS 2004). Folglich würden die früh in der Saison mit der Eiablage beginnenden alten Seeschwalbeneltern, deren Küken flügge werden, bevor das Wasser zu warm oder das Wetter zu schlecht wird, von den Umweltbedingungen begünstigt sein und überproportional zur Population beitragen. Tiere geringer individueller Qualität (z. B. junge unerfahrene Brutvögel) brüten i. d. R. später und sind daher in warmen Jahren besonders von verhaltensgesteuerter Thermoregulation ihrer Beutefische oder Schlechtwetterperioden während der Kükenaufzucht betroffen.

Jahre mit günstigen Bedingungen als Basis für guten Bruterfolg von Flusseeeschwalben im Wattenmeer wären demnach gekennzeichnet durch

- viele große Heringe und Sprotten zur Balzzeit
- Windstärken zwischen 4 und max. 11 m * sec.⁻¹
- Wenig Niederschlag
- Keine über mehrere Tage andauernden Schlechtwetter-Perioden
- Wassertemperaturen unter 22 °C
- Verfügbarkeit hochwertiger Beutealternativen im Gebiet

Summary

Investigating predator-prey-relationships, e. g. by means of regression analysis, requires single values, mostly represented by measures of central tendency integrating spatial or temporal processes. As a consequence of this methodological necessity, important information on seasonal patterns may get lost. In temperate regions, the degree of spatio-temporal predator-prey overlap changes over the course of a year, and both the timing of the predator's energy demand relative to the availability of its prey and the energy per unit foraging effort are key to successful reproduction. Thus, seasonal phenomena can be viewed as another level for explaining predator-prey-interactions. Against the background of the seasonal (modelled) energy demand of the common tern *Sterna hirundo* colony at Banter See, Wilhelmshaven, we evaluate seasonal changes in length and abundance of main prey fish species as two central processes driving the energy availability. We examine how breeding success and chick growth could be affected by changes in abun-

dance and length-distribution of pelagic schooling fish within one breeding season, define “good” and “bad” years and eventually discuss influences and consequences of changing prey availability.

Literatur

- ARNOLD, J. M., J. J. HATCH, & I. C. T. NISBET 2004. Seasonal declines in reproductive success of the Common Tern *Sterna hirundo*: Timing or parental quality? *Journal of Avian Biology* 35: 33–45.
- BECKER, P. H. 1996. Flußseeschwalben (*Sterna hirundo*) in Wilhelmshaven. *Oldenburger Jahrbuch* 96: 263–296
- BECKER, P. H. & P. FINCK 1985. Witterung und Ernährungssituation als entscheidende Faktoren des Bruterfolgs der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*). *Journal für Ornithologie* 126: 393–404.
- BECKER, P. H. & R. SPECHT 1991. Body mass fluctuations and mortality in Common Tern *Sterna hirundo* chicks dependent on weather and tide in the Wadden Sea. *Ardea* 79: 45–56.
- BECKER, P. H. & J.-D. LUDWIGS 2004. *Sterna hirundo* Common Tern. BWP Update Vol. 6 (1–2): 91–137.
- BECKER, P. H. & H. ZHANG 2011. Renesting of Common Terns *Sterna hirundo* in the life history perspective. *Journal of Ornithology* 152 (Supplement 1): 213–225.
- BECKER, P. H., P. FINCK & A. ANLAUF (1985) Rainfall preceding egg-laying – a factor of breeding success in Common Terns (*Sterna hirundo*). *Oecologia* 65: 431–436.
- BECKER, P. H., D. FRANK, & S. R. SUDMANN 1993. Temporal and spatial pattern of Common Tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. *Oecologia* 93: 389–393.
- BECKER, P. H., H. WENDELN & J. GONZÁLEZ-SOLÍS 2001. Population dynamics, recruitment and individual quality and reproductive strategies in Common Terns *Sterna hirundo* marked with transponders. *Ardea* 89: 241–252.
- BECKER, P. H., T. TROSCHKE, A. BEHNKE, & M. WAGENER 1997. Flüge Küken der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) verhungern während Hitzeperioden. *Journal für Ornithologie* 138: 171–182.
- BURGER, J., I. C. T. NISBET & M. GOCHFELD 1996. Temporal patterns in reproductive success in the endangered roseate tern (*Sterna dougallii*) nesting on Long Island, New York, and Bird Island, Massachusetts. *The Auk* 113: 131–142.
- CUSHING, D. H. 1969. The regularity of the spawning season of some fishes. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 33: 81–92.
- CUSHING, D. H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in Marine Biology* 26: 249–293.
- DAAN, S., C. DIJKSTRA & J. M. TINBERGEN 1990. Family planning in the kestrel (*Falco tinnunculus*): the ultimate control of covariation of laying date and clutch size. *Behaviour* 114: 83–116.
- DÄNHARDT, A. 2010. The spatial and temporal link between Common terns *Sterna hirundo* and their prey fish in the Wadden Sea. Dissertationsschrift Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Wilhelmshaven, 117 Seiten.
- DÄNHARDT, A. & BECKER, P. H., 2008a. Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht des Projektes 53-NWS-41/04 der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung, 248 Seiten <http://www.fh-oow.de/ifv/frame.php?id=50#Nahrung>.
- DÄNHARDT, A. & P. H. BECKER 2008b. Fischmonitoring an der Jade. Berichte über die Fangergebnisse des Jahres 2008. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 14 Seiten.
- DÄNHARDT, A. & P. H. BECKER 2011a. Herring and sprat abundance indices predict chick growth and reproductive performance of common terns breeding in the Wadden Sea. *Ecosystems* 14: 791–803. DOI: 10.1007/s10021-011-9445-7.
- DÄNHARDT, A. & P. H. BECKER 2011b. Does small-scale vertical distribution of juvenile schooling fish affect prey availability to surface-feeding seabirds in the Wadden Sea? *Journal of Sea Research* 65: 247–255. DOI:10.1016/j.seares.2010.11.002.
- DÄNHARDT, A., T. FRESEMANN & P. H. BECKER 2011c. To eat or to feed? Prey utilization of Common Terns *Sterna hirundo* in the Wadden Sea. *Journal of Ornithology* 152: 347–357 DOI: 10.1007/s10336-010-0590-0.
- DÄNHARDT, A. & P. H. BECKER 2012. Fischmonitoring an der Jade. Berichte über die Fangergebnisse 2008–2012. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 43 Seiten.
- DRENT, R. 2006. The timing of birds' breeding seasons: the Perrins hypothesis revisited especially for migrants *Ardea* 94(3): 305–322.
- DURANT, J. M., D. Ø. HJERMANN, G. OTTERSEN, & N. C. STENSETH 2007. Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability *Climate Research* 33: 271–283.
- EZARD, T. H. G., P. H. BECKER & T. COULSON 2007. The correlation between age, phenotypic traits and reproductive success in Common Terns (*Sterna hirundo*). *Ecology* 88: 2496–2504
- FISCHER, V. 2007. Die Qualität pelagischer Scharmfische als Seevogelnahrung. Diplomarbeit Universität Hamburg, 103 S.
- FRESEMANN, T. 2008. Nahrungsgebiete, Jagderfolg und Nahrungswahl brütender Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*) auf Minsener Oog. Diplomarbeit Fachhochschule Eberswalde, 70 Seiten.
- ICES 2012. Report of the Herring Assessment Working Group South of 62 N (HAWG), 13–22 March 2012, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2012/ACOM: 06, 845 S.
- MŁODY, B. & P. H. BECKER 1991. Körpermasse-Entwicklung und Mortalität von Küken der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) unter ungünstigen Umweltbedingungen. *Vogelwarte* 36: 110–131.
- ORIAN, G. H. & N. E. PEARSON 1979. On the theory of central

place foraging. In HORN, D. J., R. D. MITCHELL & G. R. STAIRS (Eds.) Analysis of Ecological Systems. Ohio State University Press, Columbus, Ohio. pp 154–177.

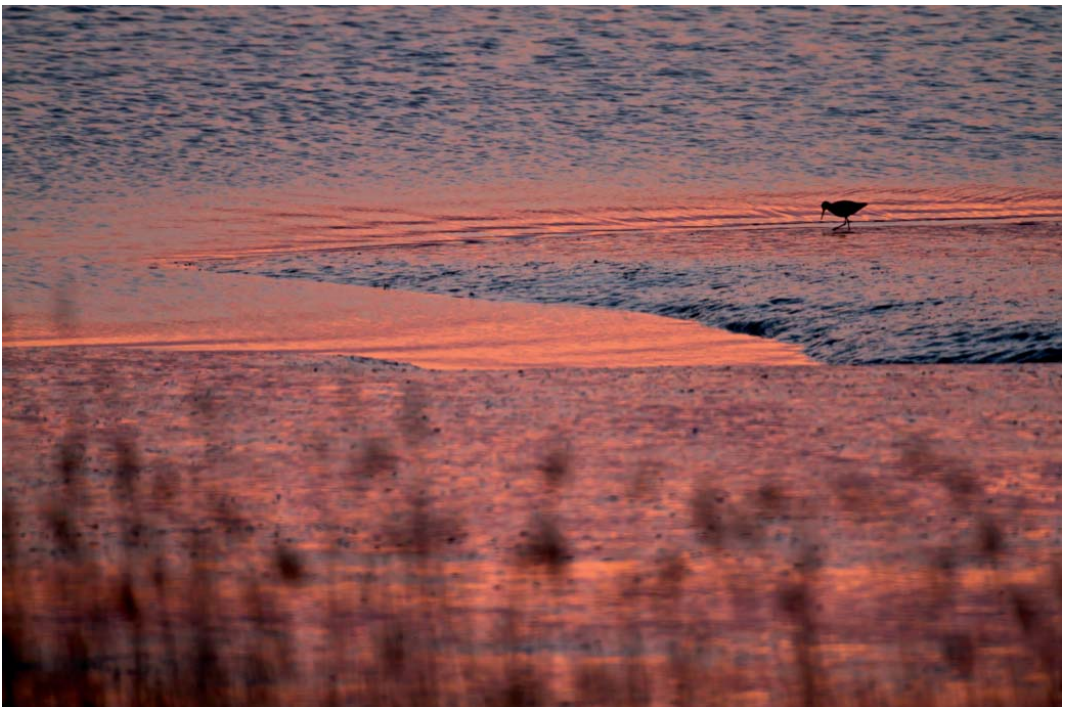
SCHREIBER, J. 2007. Nahrungsversorgung brütender Küsten- und Flusseeschwalben (*Sterna paradisaea*, *S. hirundo*) bei schwankendem Nahrungsangebot im Wattenmeer. Diplomarbeit Universität Greifswald, 89 Seiten.

VORBERG, R. 2012. Monitoring der Fische im Wattenmeer. Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verteilung der Fische in der Meldorfer Bucht und in der Nullnutzungszone im Hörnum-Tief im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Bericht 2012, 66 Seiten.

WAGENER, M. 1998. Praktische Hinweise für brutbiologische Untersuchungen an der Flusseeschwalbe (*Sterna hirundo*). Vogelwelt 119: 279–286.

WENDELN, H. 1997. Body mass of female Common Terns (*Sterna hirundo*) during courtship: Relationships to male quality, egg mass, diet, laying date and age. Colonial Waterbirds 20: 235–243.

WENDELN, H. & BECKER, P.H. 1999. Effects of parental quality and effort on the reproduction of common terns. Journal of Animal Ecology 68: 205–214.



Rotschenkel *Tringa totanus* im Abendlicht. Foto: M. STOCK

Vom Wattenmeer in den Senegal und zurück - wohin fliegen "unsere" Löffler?

Olaf Geiter¹, Klaus Günther² & Otto Overdijk³

GEITER, O., K. GÜNTHER & O. OVERDIJK 2014. Vom Wattenmeer in den Senegal und zurück - wohin fliegen "unsere" Löffler? [Kurzfassung Vortrag]. Corax 22, Sonderheft 1: 78.

In den letzten Jahrzehnten hat der Löffler *Platalea leucorodia* sein Brutareal deutlich ausgeweitet. So brütet diese Art seit Mitte der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts auch im deutschen Wattenmeer. Mittlerweile sind Löffler Brutvögel auf etlichen Nordseeinseln in Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

Um u. a. das Ausbreitungs- und Zugverhalten der Löffler zu untersuchen, startete 1982 in den Niederlanden ein Farbberingungsprogramm. Im Rahmen des Programms werden unter der Leitung von Otto Overdijk (Niederlande) europaweit und in Westafrika Löffler farbberingt. Seit 2002 bekommen nicht flügge Löffler auch im deutschen Wattenmeer Farbringe dieses Programms. Dabei wurden bisher ca. 1000 Löffler markiert. Auf Grund der Auffälligkeit und Lebensweise der Löffler liegen inzwischen viele Wiederfunde dieser Ringvögel vor. Dabei handelt es sich fast ausschließlich um Ringablesungen an lebenden Vögeln.

Ab September ziehen die Löffler entlang der Atlantikküste in Etappen nach Süden. Dabei ziehen die Löffler nicht im Familienverband. Einige wenige Vögel überwintern bereits im Rheindelta, andere in Spanien (auch auf den Kanaren) oder Portugal. Die Masse der Löffler zieht aber bis Mauretanien oder in den Senegal. Wiederfunde im Binnenland oder abseits der atlantischen Zugroute sind sehr selten. Während ein Teil der noch nicht geschlechtsreifen Löffler den Sommer im Süden verbringt, ziehen einzelne Vögel auch schon in ihrem zweiten Kalenderjahr ins Wattenmeer zurück. Brutvögel zeigen keine ausgeprägte Geburtsorttreue. Dies begünstigt sicherlich die rasche Ausbreitung dieser Art.

¹ Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven, E-Mail: olaf.geiter@ifv-vogelwarte.de

² Schutzstation Wattenmeer, Hafenstr. 3, 25813 Husum, E-Mail: k.guenther@schutzstation-wattenmeer.de

³ Natuurmonumenten, Knuppeldam 4, NL-9166 NZ Schiermonnikoog, E-Mail: o.overdijk@wxs.nl



„Neubürger“ an der Küste seit fast zwei Jahrzehnten: Löffler *Platalea leucorodia*. Foto: M. STOCK

Experimente zur Nahrungswahl von Küken des Rotschenkels *Tringa totanus*

Martin Maier¹, Mona Kuhnigk¹ & Julia Stahl²

MAIER, M., M. Kuhnigk & J. Stahl 2014. Experimente zur Nahrungswahl von Küken des Rotschenkels *Tringa totanus*. Corax 22, Sonderheft 1: 79-85.

Für brütende Rotschenkel *Tringa totanus* sind die Salzwiesen an den Küsten des Wattenmeeres von herausragender Bedeutung. Insbesondere die Nahrungsverfügbarkeit spielt eine große Rolle für eine erfolgreiche Brut. Zahlreiche Studien haben sich mit dem Vorkommen von Wirbellosen auf Salzwiesen beschäftigt. Jedoch ist kaum etwas darüber bekannt, welche dieser Wirbellosen von Rotschenkelküken als Nahrung genutzt werden. Um dieses fehlende Bindeglied zwischen der Habitatqualität für Rotschenkelküken und dem Vorkommen an Wirbellosen auf Salzwiesen zu schließen wurden Nahrungswahlexperimente mit Rotschenkelküken durchgeführt. Für die Experimente wurden verschiedene potentielle Beutegruppen auf Festlandssalzwiesen gesammelt.

Alle von uns getesteten potentiellen Beutegruppen sind Bestandteil der Nahrung von Rotschenkelküken. Größere Beutetiere werden deutlich bevorzugt. Bereits im Alter von drei Tagen nutzen Rotschenkelküken Beute von einer Größe über 10 mm. Mit zunehmendem Wachstum der Küken nimmt die Präferenz für große Beutetiere immer stärker zu. Die Gruppen der Milben Acari und Pflanzenläuse Aphidina werden aufgrund ihrer geringen Größe nur selten als Nahrungstiere gewählt. Die Gruppe der Wanzen Heteroptera weist dagegen die höchste Attraktivität für Rotschenkelküken auf, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Küken sehr groß sind und daher generelle Aussagen zu Präferenzen von Rotschenkelküken deutlich erschweren.

In Kombination mit Informationen zum Energiegehalt der einzelnen Beutegruppen sollte es mit den hier vorliegenden Ergebnissen möglich sein, aus den Anzahlen der vorkommenden Wirbellosen auf die Habitatqualität von Salzwiesen für Rotschenkelküken zu schließen, da die Küken zur Ernährung alle vorhandenen Beutegruppen nutzen können.

¹ Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, AG Landschaftsökologie, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, 26111 Oldenburg, Deutschland, E-Mail: martin.maier@uni-oldenburg.de

² SOVON Vogelonderzoek Nederland, Postbus 6521, 6503 GA Nijmegen, Niederlande

Einleitung

Die Salzwiesen an den Küsten des Wattenmeeres sind wichtige Brutgebiete für zahlreiche Vogelarten. Durch die Gründung der drei deutschen Nationalparke an der Küste des Wattenmeeres fand im Gegensatz zum Binnenland in diesen Bereichen keine landwirtschaftliche Intensivierung sondern eine verstärkte Nutzungsaufgabe statt. Während im Binnenland mit der Intensivierung der landwirtschaftlich genutzten Flächen die Brutbestände von Limikolen deutlich zurückgingen, sind sie an den Küsten weiterhin stabil oder sogar ansteigend (HÖTKER et al. 2007). Dies hat dazu geführt, dass für einige Limikolenarten die Küstenbereiche als Brutplätze deutlich an Bedeutung zugenommen haben und für einige Arten als wichtige Rückzugsräume in einer von intensiver Landwirtschaft geprägten Landschaft dienen (EXO 2008; THYEN et al. 2008).

Um den Bruterfolg in diesem für die Reproduktion wichtigen Lebensraum zu sichern, ist ein Verständnis der Faktoren, die den Bruterfolg beeinflussen, nötig. So hat neben der Prädation (CERVENCL et al. 2011; LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, SMITH 2010) das lokale Nahrungsangebot einen großen Einfluss auf den Bruterfolg. Für zahl-

reiche Limikolenarten ist das Nahrungsspektrum der Alttiere bekannt und ausreichend untersucht (AUSDEN et al. 2003; CRESSWELL 1994; GOSS-CUSTARD 1977; GOSS-CUSTARD & JONES 1976). Für versteckt brütende Limikolen auf Salzwiesen – wie Rotschenkel – ist jedoch über die Nahrungswahl der Küken kaum etwas bekannt. Für Rotschenkel gibt es nur einige Informationen zur Nahrungswahl der Küken aus dem Binnenland (BEINTEMA et al. 1991). Da sich jedoch die Artenzusammensetzung der Wirbellosen auf den Salzwiesen teilweise deutlich von der in von Süßwasser beeinflussten Bereichen unterscheidet (ODUM 1988), sind diese Informationen nur begrenzt auf Brutvögel der Salzwiesen übertragbar. Die fehlenden Informationen zur Nahrungswahl von Küken der oben genannten Arten sind insbesondere dem Umstand geschuldet, dass die Küken als Nestflüchter, die sich überwiegend im Schutz der Vegetation bewegen, nur sehr schwer bei der Nahrungssuche beobachtet werden können. Um jedoch aufgrund des Vorhandenseins von Wirbellosen auf Salzwiesen – hierzu liegen zahlreichen Studien vor (FINCH et al. 2007; FORD et al. 2012; PÉTILLON et al. 2008; RICKERT et al. 2012) – Aussagen zur tatsächlichen Nahrungsverfügbarkeit für die Aufzucht der Küken machen zu können, ist Wissen über das Beutespektrum der Küken erforderlich.

Aufgrund der Schwierigkeit, Rotschenkelküken in Salzwiesen bei der Nahrungssuche zu beobachten, wurden in dieser Untersuchung mittels Nahrungswahlexperimenten das tatsächlich genutzte Nahrungsspektrum sowie die Nahrungspräferenzen der Küken ermittelt. Damit soll die Möglichkeit geschaffen werden, mittels vorhandener Studien zum Vorkommen von Wirbellosen auf Salzwiesen die Eignung verschiedener Salzwiesenbereiche für die Reproduktion des Rotschenkels untersuchen zu können. Bei der hier vorgestellten Studie handelt es sich um eine Vorstudie mit nur wenigen Küken, um zunächst die Durchführbarkeit der Experimente zu testen und ein mögliches Nahrungsspektrum für weiterführende Experimente zu bestimmen.

Methoden

Die Experimente zur Nahrungswahl wurden an Rotschenkelküken im Zeitraum 20.06. - 11.07.2012 (Tab. 1) bei einem Züchter in Verl (Nordrhein-Westfalen) durchgeführt. Die Versuche wurden mit drei Küken eines Brutpaares, das vom Züchter gehalten wird, durchgeführt. Die Vögel leben in großzügigen Volieren, die aus einem festen Unterstand, einer überdachten Fläche sowie Wiesenbereichen bestehen. In den Volieren gibt es fest installierte flache Wasserbecken und verschiedene Futterstellen. Die seitlichen Zäune sind mit Sichtschutzhecken bepflanzt. Die Rotschenkel werden zusammen mit weiteren Limikolen ähnlicher Größe gehalten. Bei den Altvögeln handelt es sich um Nachzuchten dieses Züchters. Für die Experimente wurden zwei Küken kurz nach dem Schlupf aus der Voliere entnommen und in eine Aufzuchtbox verbracht. Zwischen den Altvögeln und den Küken bestand nach diesem Zeitpunkt kein Kontakt, sodass die Küken das Verhalten der Altvögel nicht imitieren konnten. Zwei Küken wurden vom Schlupf bis zum Flüggewerden im Experiment beobachtet. Ein Küken der Familie wurde erst 6 Tage nach dem Schlupf

entdeckt und am 24.06.2012 zu den bereits im Experiment befindlichen Küken gebracht. Es wurde ebenfalls bis zum Flüggewerden im Experiment beobachtet.

Die Experimente zur Nahrungswahl wurden in Form von Cafeteria-Experimenten (im Sinne von KREBS 1989) durchgeführt. Dabei wurden den Rotschenkelküken jeweils zwei Schälchen mit unterschiedlicher Nahrung angeboten. In jedem Schälchen befanden sich im Mittel 7 (von 1 bis 50) Beutetiere einer Tiergruppe, einer Größenklasse. Das zweite Schälchen enthielt entweder Beutetiere derselben Tiergruppe jedoch einer abweichenden Größenklasse oder Beutetiere gleicher Größenklasse einer anderen Tiergruppe. Vor, während und nach den Fütterungsexperimenten wurden die Küken mit Pelletfutter (ad libitum) und Wasser versorgt. Die Küken befanden sich ab Beginn der Experimente durchgehend in der ihnen vertrauten Aufzuchtbox. Nach 14 Tagen wurden die Küken aufgrund des zunehmenden Platzbedarfes in eine kleine Voliere gebracht. Für die Experimente am 20. und 21. Tag wurden die fast flüggen Küken wieder in die für die Experimente besser geeignete Aufzuchtbox gesetzt. Zum Flüggewerden findet eine Nahrungsumstellung der Küken zu stocheinder Ernährungsweise statt, sodass nach dem 21. Lebensstag der Küken keine weiteren Experimente durchgeführt wurden. Wir erwarten, dass die Ergebnisse der Wahlexperimente wenig durch Gefangenschaftshaltung beeinflusst wurden. Da die Küken von Schlupf an an menschliche Kontakte gewöhnt waren, konnte die Futteraufnahme unter menschlicher Beobachtung stattfinden.

Der erste Experimentdurchlauf fand mit Küken im Alter von 3 Tagen statt. Das letzte Experiment wurde mit 21 Tage alten, fast flüggen Tieren durchgeführt (Tab. 1). Alle Experimente wurden protokolliert und zusätzlich mittels Videoaufzeichnungen dokumentiert. Die Küken waren mit Züchtringen individuell markiert, sodass die Nah-

Tab. 1: Übersicht über die Nahrungswahlexperimente

Table 1: Overview of food choice experiments

Experiment Nr.	Alter der Küken [Tage]	Datum	Experimentdauer [h]
Experiment no.	Age of chicks [days]	Date	Duration of experiment [h]
1	3	20.06.2012	2
2	5 - 7	22.- 24.06.2012	14
3	11 - 12	28.- 29.06.2012	14,5
4	20 - 21	10.- 11.07.2012	13

Tab. 2: Anzahl an Fütterungsexperimenten pro Tiergruppe und Größenklasse

Table 2: Number of choice experiments by prey groups and their size classes

Tiergruppe der Beute / type of prey	< 1 mm	1mm - < 2,5 mm	2,5mm - < 5 mm	5mm - 10 mm	> 10 mm
Araneae (Adulte Webspinnen, spiders adult)		15	13	11	
Araneae (Webspinneneier, spider eggs)			7		
Acari (Milben, mites)	13				
Isopoda (Asseln, woodlice)				10	
Amphipoda (Flohkrebse, amphipods)				15	2
Collembola (Springschwänze, springtails)		22			
Caelifera (Kurzfühlerschrecken, grasshoppers)			2	11	
Heteroptera (Wanzen, bugs)			8		
Auchenorrhyncha (Zikaden, leafhoppers)		14	17	12	
Aphidina (Pflanzenläuse, plant lice)	12				
Coleoptera (Käfer, beetles)	23	32	26	13	1
Coleoptera (Käferlarven, beetle larvae)			3	4	
Formicidae (Ameisen, ants)		19			
Diptera (Zweiflügler, flies)		23	34	27	

rungsaufnahme pro Individuum ermittelt werden konnte. Pro Experiment wurde festgehalten welches Küken welche Mengen welcher Nahrung in welcher Zeit aufnahm. Jeder Experimentlauf wurde beendet wenn ein Schälchen vollständig leergefressen war oder 5 Minuten vergangen waren.

In den Fütterungsexperimenten kamen zuvor in Ostfriesland (Landkreis Aurich) auf Salzwiesen gesammelte Wirbellose zum Einsatz. Pro Tiergruppe wurden die Wirbellosen für die Fütterungsexperimente in fünf Größenklassen eingeordnet (Tab. 2). Die in den Salzwiesen gefangenen Tiere für die Experimente am 28.-29.06.2012 wurden durch Proben aus dem Botanischen Garten in Oldenburg ergänzt, da nicht für alle Tiergruppen ausreichend Futtertiere für die Experimente zur Verfügung standen. Über den gesamten Zeitraum der Experimente wurden zudem Ameisen aus dem Stadtgebiet von Oldenburg verwendet, da in den Salzwiesen keine ausreichende Zahl an Ameisen für die Experimente gefangen werden konnten. Die Futtertiere wurden tiefgekühlt aufbewahrt und frisch aufgetaut an die Rotschenkelküken verfüttert.

Daneben wurden einige Tiere lebend verfüttert, um Verhaltensunterschiede der Rotschenkelküken bei sich bewegender Beute erkennen zu können. Dazu wurden Salzwiesen-Flohkrebse *Orchestia gammarellus* lebend auf Salzwiesen gefangen und gekühlt zum Fütterungsexperiment gebracht. Weitere Lebendfütterungen fanden mit im Zoohandel erworbenen Heimchen *Acheta domesticus*, Erbsenblattläusen *Acyrtosiphon pisum*, Wüstenheuschrecken *Schistocerca gregaria* und Fruchtfliegen *Drosophila melanogaster* (flugunfähig) statt.

Zur Auswertung der Nahrungspräferenzen wurde eine relative Präferenz pro Beutegruppe oder Größenklasse errechnet. Dazu wurde zunächst eine einfache Präferenz aus dem Anteil der gefressenen Beutetiere bezogen auf die Anzahl der angebotenen Beutetiere berechnet. Diese Präferenz ist jedoch stark davon abhängig, wie stark die in den Experimenten angebotene Nahrung im Vergleich zum Pelletfutter von den Küken genutzt wurde. Da sich hierbei starke Unterschiede zwischen den einzelnen Küken zeigten, wurde die Präferenz pro Küken relativ ausgedrückt (standardisierte Werte der einfachen Präferenzen), so dass sich die Präferenzen pro Küken auf 1 summieren.

Ergebnisse

Alle in Tab. 2 aufgeführten Gruppen von Wirbellosen und Größenklassen wurden zumindest von einzelnen Küken in gewissen Anteilen gefressen. Keines dieser potentiellen Beutetiere wurde vollständig gemieden. Dennoch fand eine deutliche Selektion der einzelnen Beutegruppen durch die Rotschenkelküken statt. Innerhalb der Beutegruppen wurden jeweils die größeren Beutetiere bevorzugt (Abb. 1). Eine maximale Beutegröße, ab der die Nahrung nicht mehr durch Rotschenkelküken genutzt wird, konnte nicht gefunden werden,

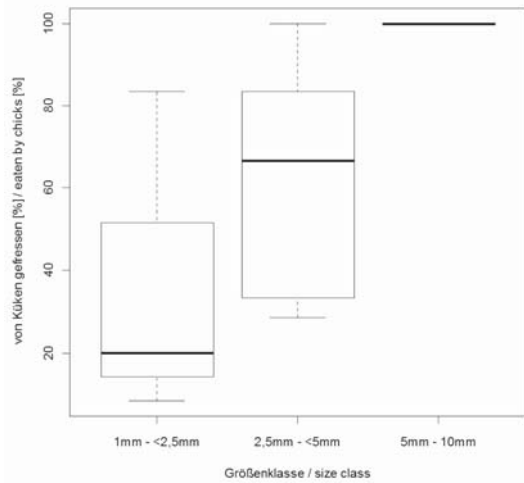


Abb. 1: Anteil an gefressenen Zweiflüglern (Diptera) verschiedener Größenklassen bezogen auf die Anzahl angebotener Beutetiere bei Experimenten mit 11 und 12 Tage alten Rotschenkelküken

Fig. 1: Percentage of flies eaten (Diptera) in relation to the amount of available flies per size class. The experiments were conducted with Redshank chicks with an age of 11 and 12 days

da selbst die größten Beutetiere, die für die Experimente auf Salzwiesen gefangen werden konnten (Laufkäfer von ca. 18 mm Größe), von den Küken gefressen wurden.

Die sehr kleinen Beutegruppen Milben Acari und Läuse Aphidina sowie Larven der Käfer Coleoptera wurden im Vergleich zu den anderen Beutegruppen gemieden (Abb. 2). Wanzen Heteroptera wurden von allen Küken recht häufig gewählt. Aufgrund großer individueller Unterschiede zwischen den untersuchten Rotschenkelküken sind keine klaren generellen Präferenzen zu bestimmten Beutegruppen zu erkennen. So werden einzelne Beutegruppen von einem Küken präferiert, die von einem anderen Küken deutlich gemieden werden (siehe Abb. 2 Isopoda, Caelifera, Coleoptera).

Bezüglich der Größe der Beutetiere zeigen sich ebenfalls deutliche individuelle Unterschiede zwischen den Küken. Eines der untersuchten Küken bevorzugte kleinere Beute als die beiden anderen Küken (Abb. 3). Diese individuellen Unterschiede lassen sich während der gesamten Entwicklungszeit bis hin zum Flügel werden der Küken beobachten. Deutlich ist ein Wechsel zu größeren Nahrungstieren während der Kükenentwicklung erkennbar (Abb. 3). Die wenige Tage alten Küken fressen noch Beute die kleiner als 1 mm ist. Derartige Beuteorganismen werden von fast flügelnden Küken (Alter von 20 und 21 Tagen) nicht mehr als Beute angenommen.

Aufgrund der Ernährungsumstellung von nicht stochernder zu stochernder Ernährung der Küken im Laufe der Entwicklung zeigt sich über die Zeit eine Abnahme des Anteils der in den Wahlexperimenten von den Küken genutzten Wirbellosen. Bei 3 bis 7 Tage alten Küken werden im Mittel über die Größenklassen der Beutegruppen 27,5 % der angebotenen Nahrungstiere aufgenommen (Abb. 4). Drei Tage alten Küken

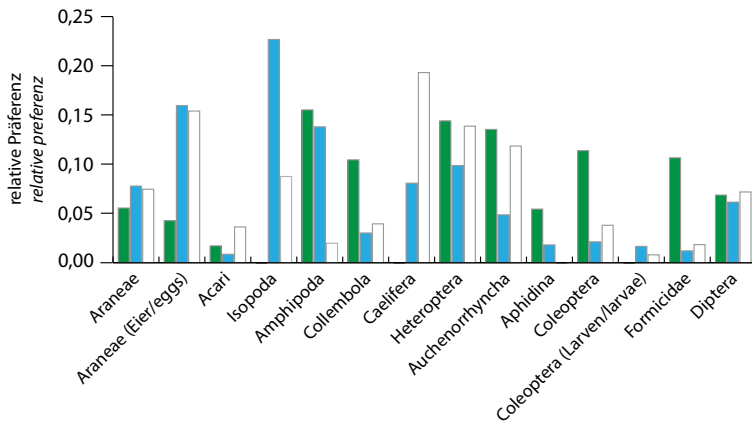


Abb. 2: Relative Präferenz (Summe der Präferenzen pro Küken ergibt 1) der unterschiedlichen Wirbellosengruppen. Unterschiedliche Farben stehen für die drei Rotschenkelküken (Weiße Balken stehen für das Küken das bis zum 6. Lebenstag bei den Altvögeln lebte)

Fig. 2: Relative preferences (sum of preferences per chick equals 1) for the prey groups. Different colours represent different Redshank chicks (white colour for the chick that stayed until an age of 6 days with the adults)

Abb. 3: Relative Präferenz (Summe der Präferenzen pro Küken ergibt 1) für verschiedene Größenklassen der Beutetiere pro Küken und Kükenalter (Küken 3 wurde erst nach dem 6. Lebenstag von den Altvögeln getrennt)

Fig. 3: Relative preferences (sum of preferences per chick equals 1) for different size classes of prey per chick and age of chicks (chick 3 stayed until an age of 6 days with the adults)

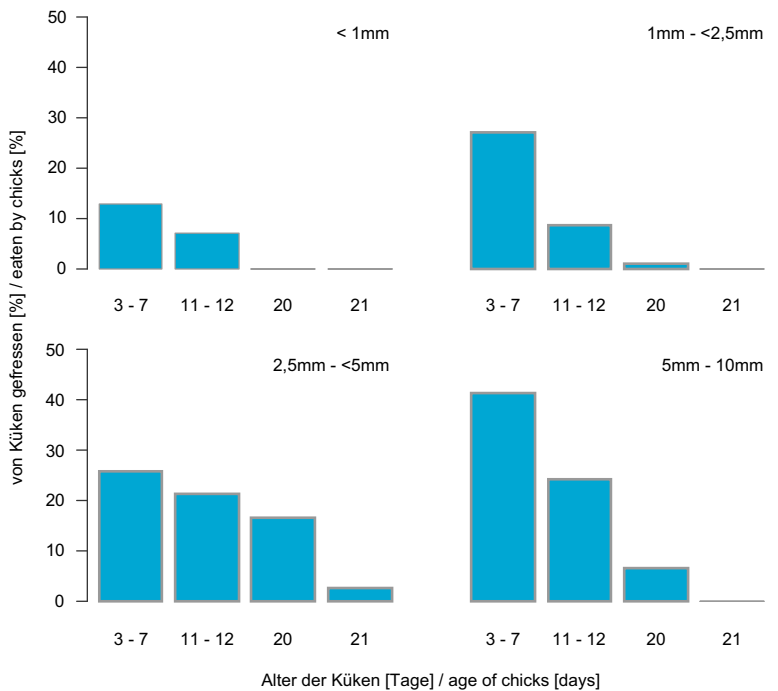
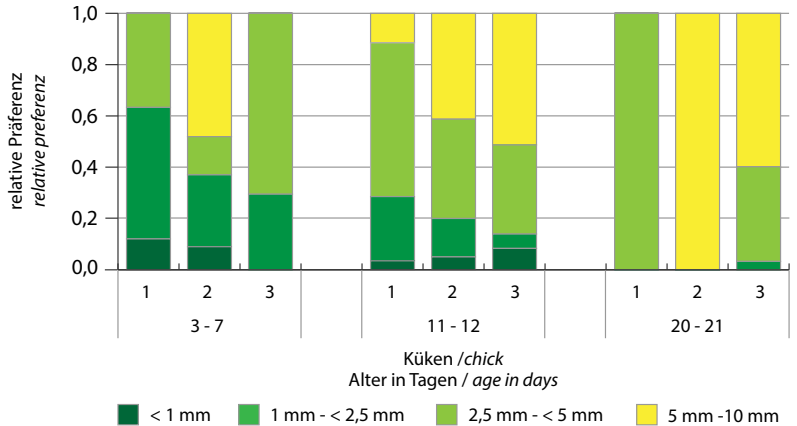


Abb. 4: Anteil insgesamt gefressener Wirbelloser bezogen auf die Anzahl angebotener Beutetiere je Altersklasse der Rotschenkelküken und Größenklasse der Futtertiere (Einzelgrafiken)

Fig. 4: Percentage of overall used invertebrates in relation to the amount of available prey per age class of Redshank chick and per size classes of prey (individual graphs)

nutzten im Mittel 39,3 % der angebotenen Wirbelloser. Dieser Anteil ging im Laufe der Kükenentwicklung deutlich zurück. Zwischen dem 20. und 21. Lebenstag der Küken geht der Anteil der genutzten Wirbelloser größer 1 mm nochmals deutlich zurück. 21 Tage alte Küken nutzen lediglich noch Beutetiere in der Größenklasse 2,5 mm - < 5 mm zu sehr geringen Anteilen. Stattdessen wurde hauptsächlich Pelletfutter über Stocherbewegungen aufgenommen.

Die Versuche mit Lebendfutter zeigen, dass die Bewegung der Beutetiere einen starken Reiz bei den Küken auslöst. So waren diejenigen Beutetiere die sich schnell bewegten (Heimchen und Wüstenheuschrecken) deutlich attraktiver für die Rotschenkelküken als die trägen Erbsenblattläuse.

Diskussion

Die im Experiment beobachteten Rotschenkelküken stammen aus einer Zucht. Die Küken wurden von den

Alttieren getrennt gehalten und konnten kein Verhalten der Alttiere imitieren. Auch hatten sie zuvor keine Wirbellosen als Futter kennengelernt. Dennoch wurden vom ersten Experiment an die angebotenen Wirbellosen gerne als Futter angenommen. Es scheint hier also ein stark erblich fixiertes Beuteschema bei den Küken vorzuliegen.

Die erbliche Fixierung des Beuteschemas bei den Rotschenkelküken wird durch die Beobachtung bestätigt, dass im Verlauf der Kükenentwicklung der Anteil der angebotenen Wirbellosen die gefressen werden zurückgeht. Kurz bevor die Küken flügge werden wird die angebotene Nahrung an Wirbellosen nicht mehr genutzt, sondern die Küken stellen vollständig auf stoichernde Ernährung um, und es findet keine optische Nahrungssuche mehr statt. Auch BEINTEMA et al. (1991) stellte fest, dass mit fortschreitendem Alter bei Limikolen ein Umstieg auf stoichernde Nahrungsaufnahme stattfindet. Obwohl in die Untersuchung von BEINTEMA et al. (1991) nur Informationen von Rotschenkelküken bis zum Alter von 7 Tagen einfließen, wurden Regenwürmer Lumbricidae in der Rotschenkelnahrung festgestellt. Dies zeigt, dass bereits in frühem Alter die Rotschenkelküken zu einem geringen Teil ihre Nahrung aus dem Boden aufnehmen.

Die Ergebnisse der Fütterungsexperimente zeigen deutlich, dass die Küken des Rotschenkels grundsätzlich alle auf den Salzwiesen vorhandenen Beutetiere als Nahrung verwenden. Es werden zwar größere Beutetiere im Allgemeinen den kleineren Beutetieren bevorzugt, wenn jedoch keine großen Beutetiere zur Wahl stehen, wird auch auf sehr kleine Beutetiere (< 1 mm) wie beispielsweise Pflanzenläuse Aphidina und Milben Acari zurückgegriffen. Dies ist auch biologisch durchaus sinnvoll, da die Küken während der Wachstumsphase einen sehr hohen Energiebedarf von 160 kJ bis 240 kJ pro Tag haben (BEINTEMA et al., 1991), und es sich daher nicht leisten können einzelne potentielle Beutetiere der Salzwiesen nicht zu nutzen. BEINTEMA et al. (1991) gehen davon aus, dass Rotschenkelküken pro Tag zwischen 6500 (1 mm große) und ca. 100 (9 mm große) Beutetiere fressen müssen um ihren Energiebedarf zu decken. Zudem wurden auch alle Beutetiere in von uns auf Salzwiesen gefangenen Größenklassen von den Rotschenkelküken als Nahrung genutzt. Weder sehr kleine noch sehr große Beutetiere lagen außerhalb des Beuteschemas.

Aufgrund der starken individuellen Unterschiede bezüglich der Nahrungspräferenzen der Küken können kaum generelle Aussagen zur Nahrungspräferenz gemacht wer-

den. Wanzen Heteroptera wurden von allen Küken präferiert, wobei sehr kleine Beutetiere (Milben Acari und Pflanzenläuse Aphidina) von allen Küken kaum als Nahrung genutzt wurden. Die Untersuchungen von BEINTEMA et al. (1991) bilden das Nahrungsspektrum von Rotschenkelküken im Binnenland ab. Flohkrebse Amphipoda wurden in der genannten Studie nicht untersucht, da sie nur auf Salzwiesen in entsprechender Anzahl vorkommen. Von zwei Küken wurde diese Tiergruppe als Beute bevorzugt angenommen, lediglich das Küken, das bis zum siebten Lebensstag bei den Elterntieren verblieben war, vermied diese Tiergruppe als Nahrung. Interessant ist zudem, dass Zikaden Auchenorrhyncha nach BEINTEMA et al. (1991) von Rotschenkelküken im Binnenland als Nahrung nicht genutzt werden, jedoch in unserem Fütterungsexperiment zwei von drei Küken eine deutliche Präferenz für diese Tiergruppe zeigten. Webspinnen werden sowohl nach BEINTEMA et al. (1991) als auch nach den Ergebnissen dieser Studie gemieden aber bei fehlenden Alternativen dennoch gefressen.

Auch wenn in dieser Studie das Nahrungswahlverhalten an nur wenigen Rotschenkelküken einer Familie untersucht werden konnte, geben die Ergebnisse doch hilfreiche Hinweise für die Nutzung von Geländedaten zu Wirbellosenvorkommen auf Salzwiesen zur Bestimmung der Qualität der Bruthabitate von Rotschenkeln. Die hier dargestellten Ergebnisse sollten durch weitere Studien an einer größeren Anzahl an Rotschenkelküken auf ihre allgemeine Gültigkeit für diese Art überprüft werden. Dies erscheint erforderlich, da bei dieser Studie an drei Rotschenkelküken einer Familie festgestellt wurde, dass individuelle Unterschiede zwischen den Küken sehr groß sein können. Sicherlich wäre auch eine höhere zeitliche Auflösung mit täglichen Wahlexperimenten bei zukünftigen Untersuchungen wünschenswert.

Da alle potentiellen Nahrungstiere durch die Rotschenkelküken genutzt werden, ist davon auszugehen, dass eine direkte Beziehung zwischen der Habitatqualität von Salzwiesen und dem Vorkommen von Wirbellosen besteht. Um die geeigneten Habitate (mit zahlreichen Beutetieren mit hohem Nährwert) sicher identifizieren zu können, sollte der Nährwert der einzelnen Beuteorganismen in die Untersuchungen einbezogen werden. Dazu ist es jedoch erforderlich neben der Erfassung der Anzahl an Wirbellosen zusätzliche Untersuchungen zum Nährwert der Beuteorganismen durchzuführen, da identische Beuteorganismen auf unterschiedlichen Salzwiesenstandorten deutliche Unterschiede im Nährwert aufweisen können (eig. Messungen).

Danksagung

Wir danken Herrn Ludger BREMEHR und seinem Team auf dem Hof Bremehr in Verl sehr herzlich für die Möglichkeit die Experimente an Rotschenkelküken auf seinem Gelände durchführen zu können sowie für die zahlreiche logistische und technische Unterstützung während der Experimente.

Summary: Food choice experiments with Redshank chicks *Tringa totanus*

Salt marshes are an important breeding site for Redshanks *Tringa totanus*. Many studies have analysed the amount of invertebrates on salt marshes as a key factor for foraging chicks. But still, little is known about the preferred type of prey for foraging Redshank chicks. To assess the missing link between habitat quality for Redshank chicks and invertebrate numbers on salt marshes we conducted food choice experiments. For the experiments we used different potential prey items collected on mainland salt marshes.

All of the tested prey items are part of the diet of Redshank chicks. Large prey items are clearly favoured. Even small chicks of an age of three days can handle prey items larger than 10 mm. As the chicks grow older, they preferentially select larger prey items. Due to their small size, plant lice Aphidina and mites Acari were less often used as forage. The most preferred group is the group of bugs Heteroptera. Prey choice differed substantially between individual chicks which makes it more difficult to generalize the results.

As virtually all prey groups available seem to be used as forage and the caloric content of different prey groups is known, it will now be possible to use invertebrate abundance data from the field in order to derive habitat quality for Redshank chicks on salt marshes.

Literatur

- AUSDEN, M., A. ROWLANDS, W. J. SUTHERLAND & R. JAMES 2003. Diet of breeding Lapwing *Vanellus vanellus* and Redshank *Tringa totanus* on coastal grazing marsh and implications for habitat management. *Bird Study* 50: 285-293.
- BEINTEMA, A. J., J. B. THISSEN, D. TENSEN & G. H. VISSER 1991. Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* 79: 31-44.
- CERVENCL, A., W. ESSER, M. MAIER, N. OBERDIEK, S. THYEN, A. WELLBROCK & K.-M. EXO 2011. Can differences in incubation patterns of Common Redshanks *Tringa totanus* be explained by variations in predation risk? *Journal of Ornithology* 152: 1033-1043.
- CRESSWELL, W. 1994. Age-dependent choice of Redshank (*Tringa totanus*) feeding location - profitability or risk. *Journal of Animal Ecology* 63: 589-600.
- EXO, K.-M. 2008. Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter. *Der Falke* 55: 376-382.
- FINCH, O.-D., H. KRUMMEN, F. PLAISIER & W. SCHULTZ 2007. Zonation of spiders (Araneae) and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in island salt marshes at the North Sea coast. *Wetlands Ecology and Management* 15: 207-228.
- FORD, H., A. GAR BUTT, L. JONES & D. L. JONES 2012. Grazing management in saltmarsh ecosystems drives invertebrate diversity, abundance and functional group structure. *Insect Conservation and Diversity*: online early.
- GOSS-CUSTARD, J. D. 1977. Optimal foraging and size selection of worms by Redshank, *Tringa totanus*, in the field. *Animal Behaviour* 25: 10-29.
- GOSS-CUSTARD, J. D. & R. E. JONES 1976. The diets of redshank and curlew. *Bird Study* 23: 233-243.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER 2007. Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Die Vogelwelt* 128: 49-65.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row Publishers, New York.
- LANGGEMACH, T. & J. BELLEBAUM 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Die Vogelwelt* 126: 259-298.
- ODUM, W. E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 147-176.
- PÉTILLON, J., A. GEORGES, A. CANARD, J.-C. LEFEUVRE, J. P. BAKKER & F. YSNEL 2008. Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic and Applied Ecology* 9: 743-751.
- RICKERT, C., A. FICHTNER, R. VAN KLINK & J. P. BAKKER 2012. Alpha- and beta-diversity in moth communities in salt marshes is driven by grazing management. *Biological Conservation* 146: 24-31.
- SMITH, R. K., A. S. PULLIN, G. B. STEWART & W. J. SUTHERLAND 2010. Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conservation Biology* 24: 820-829.
- THYEN, S., K.-M. EXO, A. CERVENCL, W. ESSER & N. OBERDIEK 2008. Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer als Brutgebiete für Rotschenkel *Tringa totanus*: Wertvolle Rückzugsgebiete oder ökologische Fallen. *Die Vogelwarte* 46: 121-130.

Brutvögel und Salzwiesen - Ergebnisse des "BASSIA"-Projektes

Cynthia Erb & Veit Hennig

ERB, C. & V. HENNIG 2014. Brutvögel und Salzwiesen - Ergebnisse des "BASSIA"-Projektes [Kurzfassung Vortrag]. Corax 22, Sonderheft 1: 86.

In dem Gemeinschaftsprojekt BASSIA^A der Universität Hamburg und der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurde die Veränderung von Vegetation und Brutvogelökologie seit Ausweisung des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1985) in Zusammenhang mit Ökosystemfunktionen untersucht.

Die Auswirkungen von Änderungen des Beweidungsregimes auf den Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) auf kleinskaliger Ebene (Hedwigenkoog-Vorland) wurden bereits beim 8. See- und Küstenvogelkolloquium 2010 in Stralsund vorgestellt.

In diesem Vortrag wird der Zusammenhang zwischen der Änderung von Vegetationsdiversität und Artenzahl von insgesamt 44 Brutvogelarten in 36 Zählgebieten getrennt in vier Erfassungsperioden von jeweils drei Jahren (Mittlere Jahreswerte der Perioden 1987-1989, 1995-1997, 2000-2002 und 2005-2007) auf einer großen räumlichen Skala vorgestellt.

Dabei wird die Entwicklung zwischen Festlandssalzwiesen und Halligen getrennt betrachtet. Die Anzahl der Vogelarten in den Brutgebieten hat seit Ausweisung des Nationalparks sowohl auf den Halligen wie auch in den Festlandssalzwiesen bis 2001 zugenommen. Seitdem stagniert sie oder hat wie in den Festlandssalzwiesen einen leicht negativen Trend. Die Vegetationsdiversität zeigt am Festland eine ähnliche Entwicklung wie die der Vogelgemeinschaften, auf den Halligen kann kein solcher Trend festgestellt werden.

Ein Multivariates Modell, bei dem neben der Vegetationsdiversität insbesondere die Lage der Fläche (Festland/Hallig) als bestimmender Faktor für die Vogelartenzahl bewertet wurde, ist ab 1996 insgesamt signifikant. In der Periode um 2001 ist die Vegetationsdiversität, 2006 die Lage ein signifikanter Faktor. Die Größe der räumlichen Skalenebene ist ein ganz entscheidender Faktor bei der Auswertung dieser Langzeitdaten und muss dabei berücksichtigt werden.

*Abt. Tierökologie und Naturschutz, Universität Hamburg, M.-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg,
E-Mail: cynthia.erb@uni-hamburg.de, veit.hennig@uni-hamburg.de*

^A BASSIA - Biodiversität, Management und Ökosystemfunktionen von Salzmarschen Im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Auswirkungen von Lahnungen auf den Bruterfolg von Küstenvögeln - Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung

Hartmut Andretzke¹, Gundolf Reichert² & Claus Schulz²

ANDRETZKE, H., G. REICHERT & C. SCHULZ 2014. Auswirkungen von Lahnungen auf den Bruterfolg von Küstenvögeln - Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung [Kurzfassung Vortrag]. Corax 22, Sonderheft 1: 87.

Untersuchungen zum Bruterfolg von Säbelschnäblern auf Norderney in den Jahren 2006-2010 haben ergeben, dass die Überlebensrate von Säbelschnäblerküken ausgesprochen gering war. Die Ursachen für die geringen Überlebensraten waren bis zum Jahr 2010 weitgehend unbekannt. Es wurde angenommen, dass sowohl Vögel (Greife, Möwen, Rabenvögel) als Kükenprädatoren und überdurchschnittlich hoch auflaufende Tiden infolge von sommerlichen Sturmfluten die wesentlichen Verlustursachen sind.

Im Jahr 2010 wurde die Bedeutung von Vögeln als Kükenprädatoren mit Hilfe von Dauerbeobachtungen der Familienverbände im Bereich der Bucht „Um Ost“ (Norderney) durch die BIOS im Auftrag der Nationalparkverwaltung untersucht. Die Studie hat ergeben, dass Vögel (Silber-, Herings- und Sturmmöwe sowie Mäusebussard) sehr wohl als Mortalitätsfaktor eine Rolle spielen. Allerdings stellte Prädation nicht die wesentliche Ursache für die geringe Küken-Überlebensrate dar, sondern der Tod durch Ertrinken bzw. das Erfrieren/Verklammen. Die Küken werden in der Bucht „Um Ost“ von den Altvögeln vom Brutplatz in Nahrungshabitate geführt, die sich in Lahnungsfeldern befinden. Die Küstenschutzbauwerke dieser Lahnungsfelder können bei überdurchschnittlich hoch auflaufenden Hochwassern aufgrund ihrer Barrierewirkung zu tödlichen Fallen werden. Je nach Dauer der Überflutung der Watten und den Witterungsbedingungen kann es bei Hochwassersituationen zu Kükenverlusten kommen.

Um die Gefährdungssituation zu entschärfen, wurde das Lahnungssystem im Auftrag der Nationalparkverwaltung und in Abstimmung mit dem NLWKN^B im März 2011 mit Öffnungen versehen. Diese Öffnungen sollen den Rückzug der Säbelschnäbler-Familien bei Hochwasser in landseitig gelegene hochwassersichere Bereiche gewährleisten. Außerdem soll die Modifikation des Lahnungssystems Wanderungen parallel zur Küstenlinie erleichtern.

Nach Umsetzung der Baumaßnahme beauftragte die Nationalparkverwaltung die BIOS mit der Untersuchung der Maßnahmeneffizienz. Das Monitoring soll über drei Jahre, von 2011 bis 2013, durchgeführt werden. Erste Ergebnisse werden dargestellt.

¹ BIOS-Norderney, Am Hafen 9, 26548 Norderney, E-Mail: bios.norderney@t-online.de

² Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven, E-Mail: gundolf.reichert@nlpv-wattenmeer.niedersachsen.de

Prädatorenmanagement und Brutvogelmonitoring auf Norderney

Hartmut Andretzke¹, Petra Potel², Guntram Meier³ & Gundolf Reichert²

ANDRETZKE, H., P. POTEL, G. MEIER & G. REICHERT 2014. Prädatorenmanagement und Brutvogelmonitoring auf Norderney [Kurzfassung Vortrag]. Corax 22, Sonderheft 1: 88.

Studien zum Schlupferfolg des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*) auf Norderney zwischen 2006 und 2010 zeigten, dass der Schlupferfolg aufgrund eines hohen Prädationsdrucks gering war. Auch für andere typische Limikolenarten wie Austernfischer, Kiebitz und Uferschnepfe wurden nur sehr geringe Schlupferfolge und fast kein Bruterfolg verzeichnet. Die Gelegeverluste waren in einigen Teilen Norderneys zu fast 90% auf Prädation zurückzuführen. Insbesondere Frettchen, Igel und Fuchs waren und sind für die Gelegeprädationen verantwortlich.

Aus diesem Grund hat sich die Nationalparkverwaltung entschieden, auf Norderney die Bestände der genannten Säugetiere zu regulieren bzw. zu eliminieren. In zeitweiliger Zusammenarbeit mit den Norderneyer Jagdpächtern bzw. dem Hegering Norderney wurde im Jahr 2008 ein Projekt zur Prädatorenbestandsregulierung initiiert und von der BIOS durchgeführt. In den Winterhalbjahren 2008/2009 bis 2010/11 erfolgten Maßnahmen zur Bestandsregulierung von Frettchen, Katzen und Ratten, wobei das Frettchen im Fokus des Managements stand. Nach erfolgreichem Abschluss der Maßnahmen wurden seit Herbst 2011 Maßnahmen zur Reduzierung der Igelpopulation auf Norderney durchgeführt.

Die angewandten Methoden und der Maßnahmenenerfolg werden dargestellt und diskutiert.

¹ BIOS-Norderney, Am Hafen 9, 26548 Norderney, E-Mail: bios.norderney@t-online.de

² Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven, E-Mail: gundolf.reichert@nlpv-wattenmeer.niedersachsen.de

³ InGrip-Consulting, Hausburgstrasse 24, 10249 Berlin

Trendanalysen von Seevögeln in der deutschen Nordsee

Henriette Schwemmer, Nele Markones & Stefan Garthe

SCHWEMMER, H., N. MARKONES, S. GARTHE 2014. Trendanalysen von Seevögeln in der deutschen Nordsee [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 89.

Um Aussagen zu Bestandentwicklungen und –veränderungen und somit zum Erhaltungszustand von Seevögeln treffen zu können, ist eine umfassende Datengrundlage aus langjährigen Bestandserfassungen notwendig. Insbesondere für den Offshorebereich der deutschen Nord- und Ostsee fehlte eine solch umfangreiche Datenlage jedoch lange Zeit. Dank standardisierter Erfassungen von Seevögeln auf See seit 1990 (Nordsee) bzw. seit 2000 (Ostsee), zusammengefasst in der deutschen „Seabirds-at-Sea“-Datenbank, konnte diese Lücke inzwischen teilweise geschlossen werden. Mit dem vorliegenden Poster werden aktuelle Trendanalysen für Seevögel im Offshorebereich der deutschen Nordsee vorgestellt.

Die Berechnung der Bestandstrends erfolgte mit dem Programm TRIM (Trends & Indices for Monitoring data), welches die statistische Signifikanz von Bestandsveränderungen über die Zeit auf Basis Loglinearer Modelle ermittelt. Mit TRIM können fehlende Werte vorhergesagt werden, so dass Datenlücken geschlossen werden können.

Als Datengrundlage dienten überwiegend schiffsbasierte Seevogelerfassungen aus den Jahren 1990 bis 2011. Für einzelne Arten wurden flugzeugbasierte Erfassungsdaten aus dem Zeitraum 2002 bis 2012 herangezogen. Die Trendberechnung erfolgte dann anhand der Seevogelabundanz (Anzahl Seevögel/kartierte Fläche) in ausgewählten Zählgebieten.

Die Zählgebiete wurden nach ökologisch einheitlichen Räumen unabhängig vom Zählaufwand ausgewählt. Die Auswahl der Arten erfolgte anhand ihrer Häufigkeit und der jeweils zur Verfügung stehenden Daten. Zusätzlich wurden zur Berechnung eines Mehrarten-Trends bestimmte Artengruppen in ökologischen Gilden zusammengefasst.

Mit dieser Methode konnten signifikant Bestandstrends für mehrere Arten erarbeitet werden.

Insgesamt stellen Bestandstrends einen essentiellen Baustein für die Einhaltung von Berichtspflichten europäischer Rahmenrichtlinien dar und werden daher aktuell auch bei Monitoring-Aufgaben, wie z. B. dem Deutschen Meeresmonitoring in den deutschen AWZ-Gebieten von Nord- und Ostsee, mit einbezogen.

*Forschungs- und Technologiezentrum Büsum, Universität Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum,
E-Mail: h.schwemmer@ftz-west.uni-kiel.de*

Literatur

Berichte zum Seevogelmonitoring 2008-2013
http://www.bfn.de/0314_monitoringberichte.html (abgerufen 15.10.2014)

Brutbestandstrends von Küstenvögeln im deutschen Wattenmeer

Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea (JMBB)

JOINT MONITORING GROUP OF BREEDING BIRDS IN THE WADDEN SEA (JMBB) 2014. Brutbestandstrends von Küstenvögeln im deutschen Wattenmeer [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 90.

Die Ergebnisse der Brutbestandserfassungen an der deutschen Nordseeküste durch die schutzgebietsbetreuenden Naturschutzverbände wurden für die Jahre 1982 bis 1999 regelmäßig in "Seevögel", der Zeitschrift des Vereins Jordsand publiziert. Seit 1991 ist die Erfassung der Brutvögel im gesamten Wattenmeer von den Niederlanden bis Dänemark Bestandteil des Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) und wird von der Joint Monitoring Group of Breeding Birds (JMBB) koordiniert. Das Monitoring konzentriert sich auf 31 Brutvogelarten, die charakteristisch für die Biodiversität des Wattenmeeres sind und sich als Indikatorarten eignen, die ökologischen Ziele des Wattenmeerplanes, in dem die Schutzziele formuliert wurden, zu überwachen.

Die Erfassungen erfolgen standardisiert gemäß einer trilateral einheitlichen Methodenanleitung. Regelmäßig werden sogenannte „Quality Assurance Meetings“ organisiert, um die verschiedenen Erfassungsmethoden zu testen, die Unterschiede zwischen verschiedenen Zählern abzuschätzen und die Beobachter zu schulen.

Seltene Arten und Koloniebrüter, die normalerweise in wenigen Gebieten konzentriert sind, welche sich aber von Jahr zu Jahr ändern können, werden jährlich im gesamten Wattenmeergebiet erfasst. Häufigere und weit verbreitete Arten werden in etwa 100 „Census-Areas“ gezählt, die repräsentativ für die Wattenmeer-Habitats ausgewählt wurden. Einmal alle sechs (in der Vergangenheit fünf) Jahre werden diese Arten zudem im gesamten Gebiet erfasst. Diese Gesamtzählungen wurden 1991, 1996, 2001, 2006 und 2012 durchgeführt und ermöglichen einen vollständigen Überblick über die Verteilungsmuster im gesamten Wattenmeer.

Die wattenmeerweiten Ergebnisse werden angepasst an den Rhythmus der Gesamtzählungen in der Schriftenreihe „Wadden Sea Ecosystem“ des Gemeinsamen Wattenmeer-Sekretariats publiziert.

Die Trendanalysen basieren auf den jährlichen vollständigen Erfassungen der seltenen Arten und der Koloniebrüter sowie der häufigen Arten in den „Census-Areas“. Sie werden möglichst aktuell auf der Internetseite des Gemeinsamen Wattenmeer-Sekretariats (s.o.) präsentiert und kommentiert.

Inzwischen ist es möglich, sowohl einen Kurzzeit- als auch einen Langzeittrend zu berechnen (aktuell 2000-2009 bzw. 1991-2009). In den letzten 10 Jahren zeigen viele Arten zunehmend einen negativen Trend. Ihre Anzahl übertrifft aktuell die Zahl der Arten mit Bestandszunahmen.

Die Trendanalysen werden, ergänzt um Angaben zu den absoluten Bestandsgrößen, im Internet künftig auch als pdf-Dateien zum Download angeboten.

http://www.waddensea-infogate.org/Breeding%20Birds/Breeding_birds.html (abgerufen 15.10.2014)

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Virchowstr. 1, 26382 Wilhelmshaven, E-Mail: luerssen@waddensea-secretariat.org, kees.koffijberg@sovon.nl, gundolf.reichert@nlpv-wattenmeer.niedersachsen.de, bernd.haelterlein@lkn.landsh.de

Das Artenschutzprojekt Lachseeschwalbe in Dithmarschen

Walter Denker¹, Lisa Dumpe¹, Klaus Günther², Bernd Hälterlein³, Veit Hennig⁴, Christoph Herden⁵, Inken Mauschnering¹ & Markus Risch⁵

DENKER, W., L. DUMPE, K. GÜNTHER, B. HÄLTERLEIN, V. HENNIG, C. HERDEN, I. MAUSCHERNING & M. RISCH 2014. Das Artenschutzprojekt Lachseeschwalbe in Dithmarschen [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 91.

Anlass

- Die Lachseeschwalbe ist in Nord- und Mitteleuropas akut vom Aussterben bedroht. Die letzte Kolonie mit ca. 40 Brutpaaren brütet in Schleswig-Holstein im Neufelderkoogvorland im Schutz einer großen Flussee-schwalbenkolonie.
- Bis 2011 konnte in den letzten zehn Jahren kaum Bruterfolg nachgewiesen werden.
- Um die Bestände der Art zu erhalten und den Bruterfolg zu fördern, wurde im Jahr 2011 das Artenhilfsprojekt „Lachseeschwalbe“ gestartet.
- Die Finanzierung des Projektes erfolgt durch das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR).
- Ausgehend von grundlegenden Untersuchungen zur Nahrungs- und Brutbiologie zielen die Maßnahmen darauf ab, das Nahrungs- sowie Bruthabitat zu optimieren, Störungen zu minimieren und den Bruterfolg zu erhöhen.

Maßnahmen und Ergebnisse

- Rundum die Uhr Beobachtung während der Brutzeit (Mai –August) vom Bauwagen am Deich
- Binnendeichs Aufwertung der Grünlandflächen und Gewässerränder als Nahrungsflächen
- Außendeichs Beweidung des Salzwiesenvorlands durch Schafe zum Erhalt des Bruthabitats
- Prädatorenmanagement zusammen mit den örtlichen Jägern
- Öffentlichkeitsarbeit mit Flyern, Veranstaltungen, Video-Übertragung aus der Kolonie etc., um Touristen und Ortsansässige aufzuklären
- Die Brutsaison 2012 verlief durch das positive Zusammentreffen verschiedener Faktoren (Witterung und durchgeführte Maßnahmen) recht erfolgreich: 30 farbberingte flügge Jungvögel
- Beobachtungen von 16 farbberingten und 6 unberingten Jungvögeln in NL und E (Aug/Sep)

¹ Bündnis Naturschutz in Dithmarschen, Meldorfer Str. 17, 25770 Hemmingstedt, E-Mail: info@buendnis-dithmarschen.de

² Schutzstation Wattenmeer, Hafenstr. 3, 25813 Husum, E-Mail: k.guenther@schutzstation-wattenmeer.de

³ Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schlossgarten 1, 25832 Tönning, E-Mail: bernd.haelterlein@lkn.landsh.de

⁴ Abt. Tierökologie und Naturschutz, Universität Hamburg, M.-Luther-King-Platz 3, 20146 Hamburg, E-Mail: veit.hennig@uni-hamburg.de

⁵ Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH (GFN), Adolfplatz 8, 24105 Kiel, E-Mail: m.risch@gfmbh.de

Literatur

Jagd und Artenschutzbericht 2013, S. 63-66.

http://www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/NaturschutzForstJagd/09_Artenschutz/05_ArtenJagdschutzbericht/PDF/Jagd_und_Artenschutz_2013__blob=publicationFile.pdf (abgerufen 15.10.2014)

Untersuchungen zur Populationsdynamik der Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*) auf Hallig Norderoog durch Ringablesungen

Matthias Haupt¹ & Ulrich Knief²

HAUPT, M. & U. KNIEF 2014. Untersuchungen zur Populationsdynamik der Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*) auf Hallig Norderoog durch Ringablesungen [Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 92-94.

¹ matthiasgull@googlemail.com;

² uknief@orn.mpg.de

Einleitung

Auf Norderoog liegt die einzige Brutkolonie der unsteten und störungsanfälligen Brandseeschwalbe im Wattenmeer, die seit mehr als 100 Jahren Bestand hat. 1913 wurden erstmals auf Norderoog Brandseeschwalben beringt, was sich bis 1974 mit kurzen Unterbrechungen fortsetzte (KNIEF 2009). Daher sind ihre Zugwege weitgehend bekannt (MØLLER 1981, KNIEF 2009), über das Dispersionsverhalten und die Life History von Brandseeschwalben liegen jedoch nur wenige Daten vor. Durch Wiederaufnahme der Beringung und intensive Ringablesungen versuchen wir mehr über das Dispersionsverhalten in Erfahrung zu bringen.

Methoden

In der Brutzeit 2005 wurden erstmals Metallringe adulter Brandseeschwalben auf Norderoog abgelesen. Seit 2007 werden im Juni auf Norderoog auch wieder nestjunge Brandseeschwalben mit Metallringen beringt (KNIEF 2008). In jeder Brutsaison wurden zwischen 92 und 1090

nicht-flügge Jungvögel beringt. Bis zum Jahr 2012 waren es insgesamt 3310 Individuen. Zugleich wurden mit Spektiven die Metallringe von adulten Brandseeschwalben abgelesen. Über die Jahre gelangen so 375 Ablesungen (Abb. 1).

Ergebnisse und Diskussion

Die Vögel auf Norderoog rekrutieren sich aus der gesamten nordwesteuropäischen Population. Der Großteil der als Küken beringten Brandseeschwalben stammt von der Insel Griend/NL, auf der intensiv Jungvögel beringt werden (Abb. 2).

Obwohl seit 2009 jährlich über 50 Vögel abgelesen werden konnten, wurden nur wenige in mehreren Jahren gesehen (Abb. 3). Brutorttreue scheint daher nicht besonders stark ausgeprägt zu sein.

Jungvögel (im 2.-4. Lebensjahr) kehren signifikant später im Jahr in die Kolonie zurück (Wilcoxon-Rangsummentest $P=0.030$; Abb. 4). Vielleicht handelt es sich dabei um

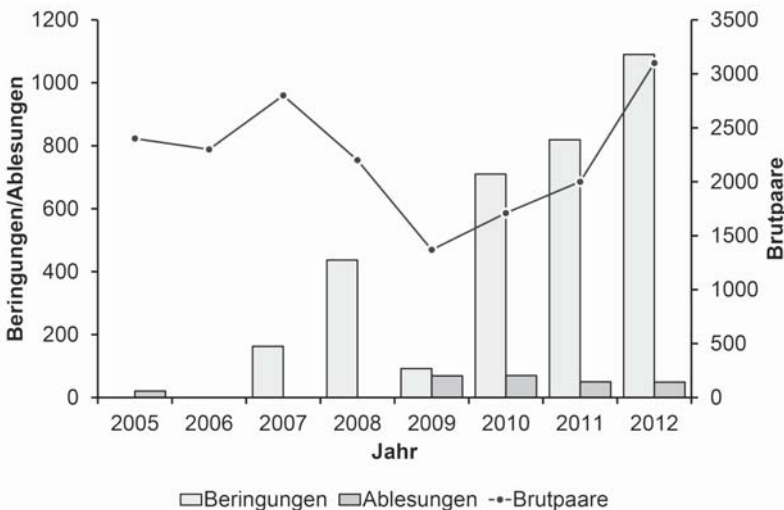


Abb. 1: Anzahl der Beringungen, Ringablesungen und der Brutpaare der Brandseeschwalbe auf Norderoog seit 2005.

Fig. 1: Numbers of sandwich terns banded, of rings recovered in the colony and of breeding pairs on Norderoog since 2005.



Abb. 2: Herkunft der Brandseeschwalben, deren Ringe auf Norderoog abgelesen wurden. Es sind nur solche Vögel dargestellt, die als nicht-flügel Jungvögel beringt wurden ($n=144$).

Fig. 2: Origin and numbers of sandwich terns whose rings were recovered on Norderoog. Only birds banded as chicks are shown ($n=144$).

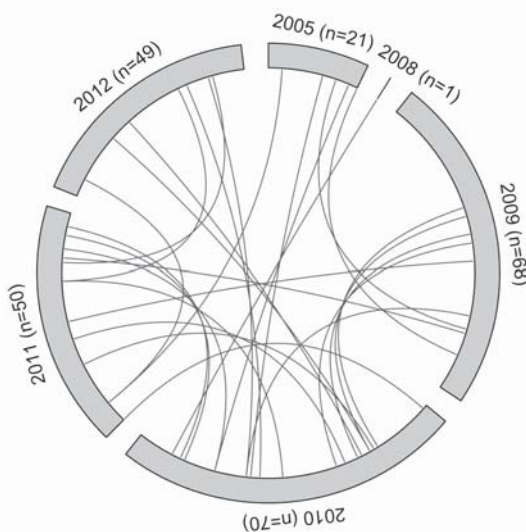


Abb. 3: Darstellung der Anzahl der abgelesenen Ringvögel jedes Jahres als Kreissegment (ohne Mehrfachablesungen derselben Vögel; $n=259$). Ablesungen derselben Vögel in verschiedenen Jahren sind durch Linien verbunden ($n=22$).

Fig. 3: All ring recoveries made on Norderoog excluding repeated sightings of the same birds in the same year ($n=259$). The numbers of recovered birds per year is shown as a segment of the circle. Recoveries of the same bird in multiple years are connected by lines ($n=22$).

Vögel, die zum ersten Mal aus Afrika zurückgekehrt sind und die dann zwischen den Kolonien umherstreifen.

Ausblick

Nach acht Jahren Beringung und Ablesung lassen sich erste Rückschlüsse auf Herkunft und Dispersion der Brandseeschwalben auf Norderoog ziehen.

Zusammen mit einem 2010 begonnenen Bruterfolgs- und Kleinfischmonitoring sollen die Ursachen für Populationsschwankungen weiter aufgeklärt werden.

Danksagung

Wir danken Volker DIERSCHKE für die Erstellung der Wiederfundkarte und dem Verein Jordsand, der Vogelwarte Helgoland und dem Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein für die Unterstützung unserer Arbeit.

Literatur

- KNIEF, J.U. 2008. Brandseeschwalben-Beringung auf Norderoog 2007. *Seevögel* 29: 10.
- KNIEF, J.U. 2009. Norderoog und seine Brandseeschwalben (*Sterna sandvicensis*). *Seevögel* 30: 66-80.
- MÖLLER, A.P. 1981. The migration of European Sandwich Terns *Sterna s. sandvicensis*. *Vogelwarte* 31: 74-94, 149-168.

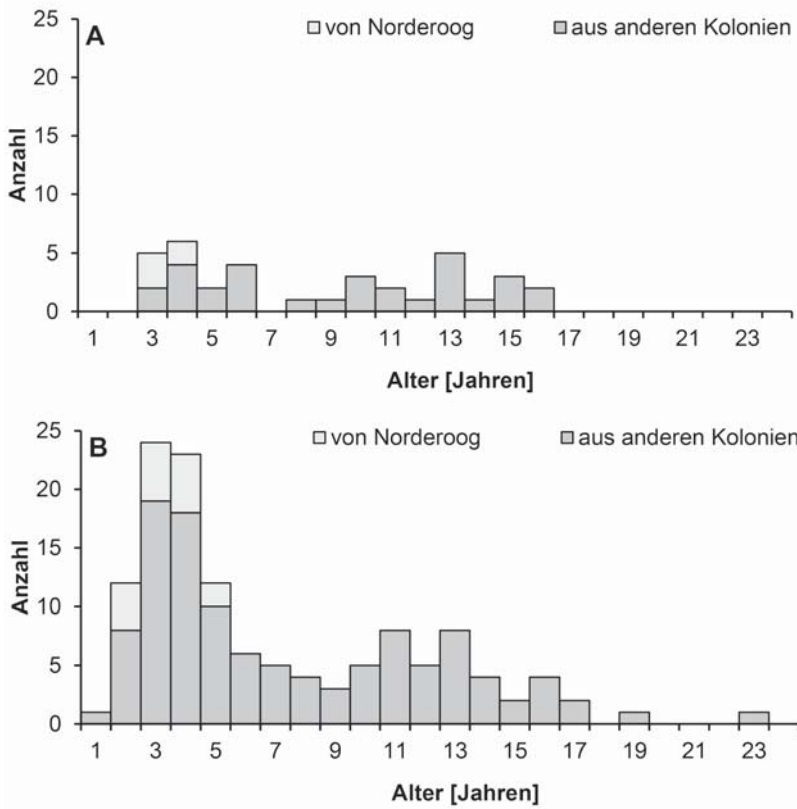


Abb. 4: Altersverteilung der auf Norderoog abgelesenen Ringvögel vor (A) und nach dem 15. Juni (B) eines jeden Kalenderjahres unterschieden nach ihrem Schlupfort auf Norderoog oder in anderen Kolonien.

Fig. 4: Age distribution of birds sighted on Norderoog before (A) and after the 15th of June (B) of each year. The recoveries are split according to the place of birth of the birds as either hatched on Norderoog or in another colony.



Familienleben in der Brandseeschwalbenkolonie. Foto: M. HAUPT

Was macht Dithmarschen für Afro-Sibirische Knutts so attraktiv?

Jutta Leyrer^{1,2,*}, Maarten Brugge¹, Anne Dekinga¹, Anne Evers^{1,3}, Anne Schrimpf^{1,4}, Gregor Scheiffarth⁵ & Theunis Piersma^{1,2}

LEYRER, J., M. BRUGGE, A. DEKINGA, A. EVERS, A. SCHRIMPF, G. SCHEIFFARTH & T. PIERSMA 2014. Was macht Dithmarschen für Afro-Sibirische Knutts so attraktiv? [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 95.

Wattengebiete sind weltweit stark in ihrer Existenz bedroht und mit ihnen auch ziehende Watvögel, die direkt auf sie angewiesen sind. Eine dieser Populationen, deren Bestand derzeit abnimmt, ist der Afro-Sibirische Knutt. Effektive Schutzkonzepte zu entwickeln setzt z. B. detailliertes Wissen über Mechanismen der Habitatwahl voraus.

Für Afro-Sibirische Knutts stellt das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer das wichtigste Rastgebiet während des Frühjahrszugs dar. Zwischen 2006 und 2009 haben wir die Habitatwahl im Zusammenhang mit der Nahrungsökologie der Knutts im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer untersucht.

Afro-Sibirische Knutts kommen nur in einem relativ kleinen Bereich im Dithmarscher Watt vor, obwohl zur gleichen Zeit auch Knutts im nordfriesischen Watt anwesend sind, die allerdings vor allem der nearktischen Population zuzuordnen sind. Im Dithmarscher Watt konnten Knutts vor allem *Macoma balthica*, eine dünnchalige Muschel, fressen. Sie sind auf diese Nahrung angewiesen, um im ihnen zur Verfügung stehenden Zeitrahmen genügend Energiereserven für den Flug in die sibirische Arktis ansammeln zu können. Im Gegensatz dazu war im Nordfriesischen Watt das Nahrungsangebot auf Herzmuscheln und Wattschnecken beschränkt, die ihnen diese schnelle Energieanlagerung wahrscheinlich nicht ermöglicht hätten.

Obwohl im Frühjahr im gesamten Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer Knutts vorkommen, scheint die Afro-Sibirische Knuttpopulation doch auf einen relativ kleinen Bereich angewiesen zu sein, alternative Nahrungsplätze sind derzeit nicht bekannt.

Bei einem Verlust dieser Wattflächen wäre demnach sehr wahrscheinlich die gesamte Afro-Sibirische Unterart existentiell bedroht. Glücklicherweise ist das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer Teil des UNESCO Weltnatuerbes Wattenmeer. Die fortdauernde Erdölgewinnung mitten im Afro-Sibirischen Knutt-Rastgebiet stellt jedoch nach wie vor eine ernsthafte potentielle Bedrohung dar.

¹ Department of Marine Ecology, Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), PO Box 59, 1790 AB Den Burg, Niederlande

² Animal Ecology Group, Centre for Ecological and Evolutionary Studies (CEES), University of Groningen, P.O. Box 11103, 9700 CC Groningen, Niederlande

³ Leuphana Universität Lüneburg, Scharnhorststrasse, 21314 Lüneburg, Germany

⁴ Johannes Gutenberg-University Mainz, 55099 Mainz

⁵ Institut für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland", An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven

* Kontakt: Centre for Integrative Ecology, School of Life & Environmental Sciences, Deakin University, Waurn Ponds Campus, Geelong VIC 3217, Australia, E-mail: j.leyrer@gmx.de

Dissertation: Leyrer, J. (2011): Being at the right place at the right time: interpreting the annual life cycle of Afro-Siberian red knots. - Diss. Univ. Groningen, <http://dissertations.ub.rug.nl/faculties/science/2011/j.leyrer/?pLanguage=en&pFullItemRecord=ON> (abgerufen 15.10.2014).

Juvenile proportions of wintering Sanderlings in Europe: first results of 2012

Hilger W. Lemke^{1,2} & Jeroen Reneerkens²

LEMKE, H. & J. RENEERKENS 2014. Juvenile proportions of wintering Sanderlings in Europe: first results of 2012. [Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 96-98.

Zum ersten Mal überhaupt wurden 2012 die Jungvogelanteile von überwinternden Sanderlingen *Calidris alba* (Zeitraum: 15. Okt – 15. Nov) in ganz Europa einheitlich erfasst. Insgesamt wurde ein Jungvogelanteil von 12% ermittelt. Dieser Wert ist schwer einzuschätzen, da vergleichbare Daten aus Europa (noch) fehlen. Um jährliche Unterschiede der Jungvogelanteile zu erkennen und diese mit den wechselnden Umweltbedingungen u. a. in Grönland zu vergleichen, sollten wir unsere internationale Zusammenarbeit fortführen und auch in Zukunft Jungvogelanteile erfassen. Wir hoffen, dass wieder viele Beobachter teilnehmen und dass auch afrikanische Küsten erfasst werden.

¹ Department of Biology, Lund University, SE-223 62 Lund, Sweden. hilgerlemke@gmx.de

² Animal Ecology Group, Centre for Ecological and Evolutionary Studies, University of Groningen, PO Box 11103, 9700 CC Groningen, The Netherlands

Introduction and Methods

Sanderlings *Calidris alba* that winter in Europe and along the Atlantic coast of Africa stem from the Nearctic breeding population in Greenland and northeast Canada. It could be that juvenile Sanderlings are more common in some regions than in others. Therefore, we asked observers across the whole non-breeding range for their help to support an international survey of juvenile proportions of wintering Sanderlings (Fig. 1). Thanks to

the feed-back and the effort of many people we are glad to present our first joint findings here.

Results

The survey sites were distributed quite evenly across coastal Europe (27 observers working on 48 sites). The size of Sanderling flocks differed considerably between locations (mean = 58, range: 1-485, Fig. 2). Although smaller flocks did not contain more juveniles ($r = -0.12$, $p = 0.38$,



Fig. 1.: One species but two age classes: the bird to the left is an adult showing the typical winter plumage, whereas the bird to the right is a juvenile with only very few (grey) mantle feathers already moulted. Brittany/France, mid-September.

Abb. 1: Eine Art, jedoch zwei verschiedene Alterskleider: der linke Sanderling ist adult und zeigt das typische grau-weiße Winterkleid, wohingegen der rechte ein Jungvogel ist, der nur ein paar wenige (graue) Mantelfedern vermausert hat.

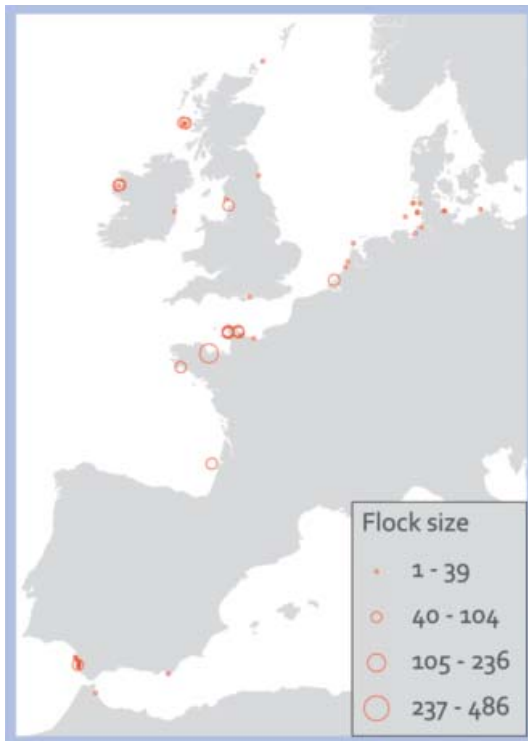


Fig. 2.: Survey sites and recorded flock sizes (between 15. Oct. and 15. Nov. 2012)

Abb. 2: Zählorte und ausgezählte Truppgrößen (15. Okt. bis 15. Nov. 2012).

df = 49), it is interesting that towards the east (Netherlands and Germany) the smallest flocks were encountered, which contained the largest percentage of juveniles (Fig. 3). It remains to be investigated whether this is due to a different distribution of adults and juveniles within Europe. Overall the juvenile proportion was 12%.

Discussion

The juvenile proportion of 12% possibly reflects a moderate breeding success of the Nearctic Sanderlings in 2012, although we currently have no other years or studies to compare this number with. Breeding success is known to vary with differing predation pressure of Sanderling eggs and chicks by Skuas *Stercorarius* spp. and Arctic Foxes *Alopex lagopus*, which usually prefer Lemmings *Lemmus* spp., *Dicrostonyx* spp. as their main prey. When Lemmings are abundant, Sanderlings usually have a good reproductive success. In several areas in northeast Greenland there were good numbers of Lemmings last

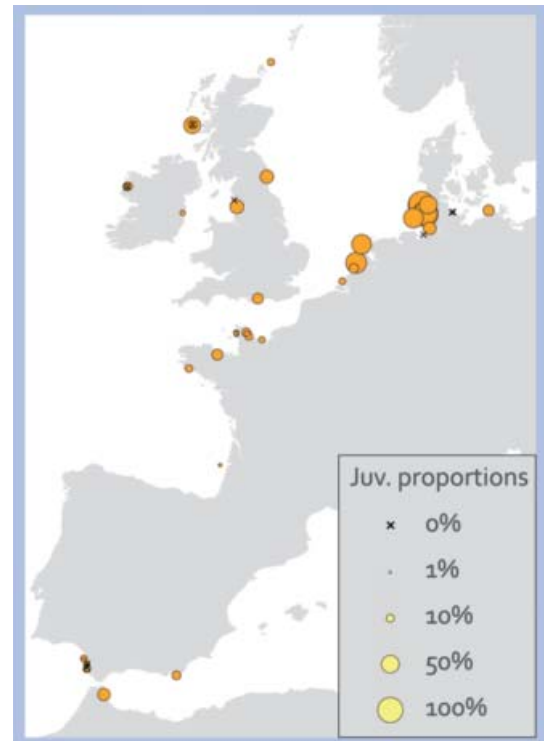


Fig. 3.: Juvenile proportions in Sanderling flocks (same as Fig. 2)

Abb. 3: Jungvogelanteile in Sanderlingtrupps (dieselben wie aus Abb. 2).

summer (J. RENEERKENS, personal observations). The number of Lemmings, and thus the predation pressure on shorebirds such as Sanderling, varies considerably between years and possibly also between areas. It will be interesting to see how the number of juvenile sanderlings in Europe and Africa depends on the number of Lemmings on the breeding grounds, which will be measured in future years by researchers at several locations in Greenland. The enormous variation of juvenile proportions between locations in Europe shows that we should continue to study Sanderling juvenile proportions at as many as possible different locations to get a reliable number. This can only be done with the (continued) help of many international collaborators. Any help on this is highly appreciated and a manual (written in English, German, Dutch, French or Spanish) for aging and counting Sanderlings in the field can be requested from the authors. More information on Sanderlings and related research can be found at www.waderstudygroup.org/res/project/sanderling.php.

Summary

For the first time ever we were able to reliably estimate the age ratio of Sanderlings wintering in Europe. The average proportion of juveniles was 12%, but there were considerable differences between sites in the percentage of juveniles within flocks. To assess annual differences of Sanderling juvenile proportions and relate this to environmental conditions in Greenland, we need to continue our joint international effort of counting juvenile proportions in the future. We hope to count on your help again next year and hope to get more data from African wintering areas as well.



Steinwalzer *Arenaria interpres*. Foto: M STOCK

Lagoon habitat complex - diversity in the Baltic

Hauke Drews

DREWS, H. 2014. Lagoon habitat complex - diversity in the Baltic [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 99.

Das LIFE-BaltCoast Projekt (2005-2012) befasst sich mit der Sicherung und Wiederherstellung von Küstenlagunen der Ostsee, ihren umgebenden Lebensräumen und einigen typischen Arten wie Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Uferschnepfe, Kreuz- und Wechselkröte sowie Kriechender Sellerie. Auf drei Rollups werden Projekt und Maßnahmen für den Habitatkomplex und die küstentypischen Arten vorgestellt.

Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Eschenbrook 4, 24113 Molfsee, E-Mail: drews@sn-sh.de

Weitere Informationen: <http://www.life-baltcoast.eu/> (abgerufen 15.10.2014).



Kreuzkröte *Bufo calamita* im Dünenhabitat. Foto: S. WOLFF

Müll am Strand - na und?

Thomas Clemens & Mathias Heckroth

CLEMENS, T. & M. HECKROTH 2014. Müll am Strand – na und? [Kurzfassung Poster]. Corax 22, Sonderheft 1: 100.

Wie die Spielzeugschaukeln am Strand liegenbleiben, kann man sich ja noch vorstellen. Aber die Zahnpastatuben, Shampooflaschen, Klobürsten, Plastikplanen, Schnüre und Netze?

„Unsere Strände sind sauber“, mag manch einer denken. Und Vertreter von Kurverwaltungen an der Küste und auf den Ostfriesischen Insel könnten einwenden: „So sieht das bei uns aber nicht aus“. Richtig! – Weil der Müll, den das Meer unablässig anspült, unter erheblichem Aufwand an Zeit und Geld immer wieder beseitigt wird, damit die Urlauber und Gäste ihn nicht sehen und sich nicht daran stören.

Die Inseln Mellum und Minsener Oog sind bis auf eine Betreuung durch Naturschutzwarte des Mellumrates unbewohnt. Es gibt keine Touristen und keine Strandmüllbeseitigung, aber es gibt ein vielfältiges Angebot an Müllteilen.

Seit Anfang der 1990er Jahre wurden Ausmaß und Art der Strandvermüllung systematisch untersucht. An je einem 100 m langen Strandabschnitt zur Weser und zur Jade sowie zum Rückseitenwatt der Ostfriesischen Inseln exponiert haben Mitarbeiter des Mellumrates während der Betreuungssaison (von April bis Oktober) in wöchentlichem Abstand den Strandmüll gesammelt und nach Art und Menge sortiert. Dabei wurden insgesamt rd. 54.000 Müllteile gesammelt. Die prozentuale Verteilung zeigt: 78 % aller Müllteile bestehen aus Plastik u. a. Kunststoffen, 8 % sind Holz und 4 % Netze u. a. aus der Fischerei. Der Großteil des Mülls in der Nordsee stammt von Schiffen.

Strandmüll ist nur der sichtbare Teil von Meeresverschmutzung und ein weltweites Problem. Netzreste und Schnüre gefährden Seevögel und Meerestiere. Vögel fressen Kunststoff und anderen Meeresmüll.

Bereits seit 1988 ist das Einbringen von Plastikmüll durch Schiffe ins Meer verboten (MARPOL^c Annex V), jedoch müssen internationale Abkommen und Vereinbarungen zum Schutz der Meere eingehalten und besser kontrolliert werden.

Der Mellumrat e.V., Zum Jadebusen 179, 26316 Varel, E-Mail: info@mellumrat.de

^c MARPOL - International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships (Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe)

Ellenbogen und Königshafen auf Sylt in Schleswig-Holstein - in Deutschland ganz oben

Der friesische Wahlspruch „Rüm hart – klaar kiming“ (weites Herz – klarer Horizont) wird den inselfriesischen Kapitänen zugeschrieben, die damit ihre Weltläufigkeit ausdrücken wollten. Er weht auf vielen Fahnen der Insel Sylt und besonders im Norden der Insel lässt sich dieses Lebensgefühl nachempfinden. Hier umschließt ein „Ellenbogen“ genannter Nehrungshaken in einem ausladenden Bogen eine Bucht mit weiten Watten und Salzwiesen, den Königshafen. An dessen Südostende liegt List, die nördlichste Ortschaft Deutschlands. In dieser reizvollen Küstenlandschaft lassen sich vor allem die zahlreichen Zugvögel auf zum Teil angenehm kurze Distanz beobachten.

» Landschaftsgeschichte und Lebensräume

An wenigen Orten Norddeutschlands ist die Geschichte menschlicher Besiedlung so eng mit der Vogelwelt verwoben wie im Norden Sylts. Viehzüchter und Bauern wurden bereits am Ende der Jungsteinzeit um 2500 v. Chr. in der Region sesshaft. Sie nutzten das reiche Vogelleben zur eigenen Ernährung und schon früh wurden spezielle Vogelfangeinrichtungen wie die Entenkojen geschaffen, wie man sie exemplarisch noch bei Kampen besichtigen kann.

Das Sammeln von Eiern hatte bei den Lister Festbauern große Bedeutung. Sie besaßen das vom dänischen König verliehene Privileg, im Listland samt Ellenbogen Eier von Seeschwalben und Möwen zu sammeln. Dazu setzten sie einen „Eierkönig“ ein, der sich zwei bis drei Gehilfen, die „Eierprinzen“ erwählte, mit denen er in einer Hütte mitten unter den Vögeln wohnte. Neben dem kontrollierten Absammeln der Eier war es ihre Aufgabe, die Vogelkolonien zu bewachen. Der bekannteste Eierkönig Lille Peer (= Kleiner Peter) ließ gar einen wilden Stier zur Abschreckung frei herumlaufen. Obwohl durch die wirtschaftliche Nutzung der Vögel begründet, war dies jahrzehntelang ein sehr effizienter Schutz der Seevogelkolonien. Friedrich BOIE belegte sogar, dass es durch den Schutz der Kolonien erst zu den massiven Ansiedlungen kam, während sich in den umliegenden Brutvorkommen nur vergleichsweise wenige Vögel einfanden. Jährlich wurden bis zu 30 000 Möweneier für den Verkauf auf dem Festland und oftmals mehr als 20 000 Seeschwalbeneier, die als besonders schmackhaft galten, für den Eigenbedarf gesammelt. Dieser Eierreichtum machte die Haltung von Haushühnern auf der Insel lange Zeit unbehrlich.

Der Schutz der Kolonien fand Anfang 1870 mit Erlass der preußischen Provinzialregierung zur Schonzeit des Wildes ein jähes Ende. Mit dem Erlass fiel das vom dänischen König verliehene Monopol. In der Folge kam es zu illegalen und unkontrollierten Sammeltätigkeiten. Angebrütete Eier wurden aus Unkenntnis und Enttäuschung zerschlagen. Zwar wurde die Verordnung 1905 zurückgenommen, doch zu spät. Militärische Aktivitäten ab 1894 beschleunigten durch Beunruhigung den Niedergang, der sich durch das Ausbleiben der Raubseeschwalbe als Brutvogel 1915 manifestierte. Mit dem Bau des Hindenburgdammes (1923–1927), der das Festland mit Sylt verbindet, kam der Rotfuchs auf die Insel. Heute verhindert er die Ansiedlung größerer Kolonien von Möwen und Seeschwalben in den Dünen auf dem Ellenbogen.

Bereits Johann Friedrich Naumann (1780–1857) dokumentierte zusammen mit Friedrich BOIE (1789–1870), Peter von WÖLDIKE (1784–1854) und Ernst Hermann SCHRADER (1797 bis ca. 1852) eindrucksvoll das reiche Vogelleben im Listland am Nordende Sylts. Zu ihrer Zeit brüteten hier unzählige Silbermöwen, Austernfischer, Brand- und Küstenseeschwalben sowie 250 bis 300 Paare Raubseeschwalben und rund 100 Paare Eiderenten. Die Ansiedlungen von Eiderente und Raubseeschwalbe waren zu Naumanns Zeit sogar die einzigen in Deutschland. Schrader berichtete, dass die reisenden Vogelfreunde, wie damals in der Ornithologie üblich, dank der vom Landvogt Martin THOMSEN (im Amt 1817–1830) und Listlandeigentümer Boie PAULSEN (1789–1846) erteilten Jagderlaubnis, Vögel erlegen und Eier sammeln durften.

Zwischen dem Ellenbogen und den Dünen des Listlandes gelegen, erstreckt sich die flache Meeresbucht des Königshafens. Hier bieten ausgedehnte Wattflächen einer Vielzahl von Zug- und Brutvögeln Nahrung. Die angrenzenden Salzwiesen, Strände und Dünen der (Halb)-Insel Uthörn, der Lister Nehrung sowie die Feuchtwiesen des Lister Kooges werden als Hochwasserastplatz und Brutlebensraum genutzt. Der Königshafen wurde bereits 1937 unter Schutz gestellt. Er gehört seit 1985 zum Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.

Auch am Königshafen existierten große Möwenkolonien, wie beispielsweise einst am Möwenberg, so groß, dass Mädchen des Dorfes beim Hüten der Schafe aus

Langeweile „Rührei“ aus Sand und Möweneiern machen. Obwohl diese Kolonien heute verschwunden sind, lohnt ein Besuch des Königshafens zu jeder Jahreszeit.

» Besondere Vogelarten und Reisezeit

Die arten- und individuenreichsten Zeiträume sind Mitte März bis Ende Mai und Ende Juli bis Ende Oktober. Besonders zu den Zugzeiten suchen bei Niedrigwasser je nach Jahreszeit die vielen Limikolenarten in den Watten nach Nahrung. Zu den typischen Arten zählen Austernfischer, Sandregenpfeifer, Rotschenkel, Alpenstrandläufer und Knutts, Kiebitzregenpfeifer, Pfuhschnepfen und Große Brachvögel. Knutts treten im März und April in spektakulären Scharen auf und kehren Ende Juli/ Anfang August in deutlich geringerer Zahl, aber noch im Prachtkleid, zurück. Im Sommerhalbjahr können regelmäßig vier Seeschwalbenarten beobachtet werden: Brand-, Küsten-, Fluss- und Zwergseeschwalbe. Im April und Oktober sind Ringelgänse besonders zahlreich. Dabei ist der Königshafen in Deutschland einer der verlässlichsten Plätze, um Hellbäuchige Ringelgänse zu beobachten. Von November bis März finden sich große Pfeifentenansammlungen ein. An den Süßwasserflächen im Lister Koog halten sich besonders zu den Zugzeiten Gründelenten, Säbelschnäbler und bei Hochwasser viele weitere Limikolen auf, darunter viele Wasserläufer wie Dunkle Wasserläufer und Grünschenkel. In den Grünländern brüten Kiebitze und Bekassinen. Besondere Bedeutung für Brutvögel hat die im Königshafen gelegene Sandinsel Uthörn. Seit 1950 wurden Sand- und Seeregenpfeifer, Austernfischer, Küsten- und Zwergseeschwalben sowie Sturmmöwen und auch Silbermöwen brütend registriert. Ende Juli, Anfang August rasten auf Uthörn größere Gruppen von Regenbrachvögeln, die in den umgebenden Krähenbeerenbeständen nach Nahrung suchen. Auch Brandseeschwalben sind dann stetig anwesend.

Der Ellenbogen ist auf Sylt einer der besten Plätze zur Beobachtung des Vogelzugs, besonders im Herbst. Gänse, Greifvögel, Möwen, Seeschwalben und Kleinvögel vollziehen hier die Querung von der benachbarten Insel Rømø. Regelmäßig ziehen Kurzschnabelgänse vorüber. Pieper, Stelzen und Finken sind sehr zahlreich. Drosseln rasten zeitweise zu Tausenden. An kleinen Tümpeln gesellen sich Zwergschnepfen zu den häufigeren Bekassinen. Nach guten Zugnächten sammeln sich Kleinvögel in den wenigen Gebüsch, darunter immer wieder auch einzelne Gelbbraunlaubsänger. In den Dünen rasten gerne Sumpfohreulen. Durch beharrliches Beobachten werden immer wieder auch Hochseevögel entdeckt,

hauptsächlich an der Nordwestecke. Jedoch besteht wenig Schutz vor dem Wind an den besonders lohnenden stürmischen Tagen. Austernfischer, Feldlerche und Wiesenpieper sind häufige Brutvögel. Steinschmätzer brüten ebenfalls noch verbreitet am Ellenbogen. Auch im Winterhalbjahr lohnt sich ein Besuch. Dann lassen sich am Ellenbogen Trauerenten, Sterntaucher, Sanderlinge und Schneeammern finden. In den Schwärmen der Trauerente schwimmen regelmäßig einzelne Samtenten und im Königshafen suchen zahlreiche Eiderenten nach Nahrung.

Die besondere Lage des Gebietes hat schon für die Sichtung vieler Seltenheiten gesorgt, darunter Scheckente, Elfenbeinmöwe, Schnee-Eule, Blauschwanz und Bindenkreuzschnabel. Trauerbachstelzen haben bereits auf dem Ellenbogen gebrütet.

» Beobachtungsmöglichkeiten

Nach NAUMANNs Schilderungen begann bereits im 19. Jahrhundert so etwas wie ein Ornithotourismus zum Ellenbogen, der deutsche, dänische und englische Ornithologen einschloss. Noch heute ist ein Besuch des Gebietes sehr lohnend.

Am Lister Hafen (1) überwintern Meerstrandläufer und Steinwälzer. Im Lister Urwald (2), einem niedrig gewachsenen Wäldchen in List, lassen sich besonders im Oktober sehr viele rastende Singvögel beobachten, darunter gelegentlich seltene Arten. An der Lister Nehrung (3) brüten Sandregenpfeifer und gelegentlich Zwergseeschwalben. Im Spätsommer rasten hier wie auch bei Uthörn (5) zahlreiche Seeschwalben. Die Wasserflächen des Lister Kooges (4) sind bei Hochwasser ein wichtiger Rastplatz für Limikolen. Auch viele Gründelenten finden sich hier ein. Von einer Bank auf dem Deich bei Uthörn (5) können im März/April die Knuttschwärme beobachtet werden, im Herbst dominieren Alpenstrandläufer und Pfuhschnepfen. Das Schilfbecken der Kläranlage (6) dient im Sommer und Herbst vielen Staren als Schlafplatz, zahlreiche Knutts suchen bei ablaufendem Wasser außendeichs nach Nahrung. Hinter der Jugendherberge (7) lassen sich Vögel in den Salzwiesen beobachten, besonders bei Hochwasser. Dies ist der beste Platz für Hellbäuchige Ringelgänse.

Hinter der Mautstelle an der Straße zum Ellenbogen liegt links eine Aussichtsdüne (8) mit Übergang zum Strand. Entlang des Strandes (9) kann man bis zur Ellenbogen spitze wandern (hin und zurück 13 km), oder mit Hilfe des Autos Teilabschnitte begehen. Von der Straße am El-



Das Nordende von Sylt mit List, Königshafen und Ellenbogen.

lenbogen (10) hat man einen schönen Blick auf den Königshafen und die Nordspitze von Uthörn mit seinen Seehunden.

» Weitere Freizeitmöglichkeiten

Direkt in List bietet das Erlebniszentrum Naturgewalten Sylt eine große Ausstellung zum Anfassen, Ausprobieren und Mitmachen. Die Themen sind Wetterereignisse, Leben in Watt und Dünen, Küstenschutz und erneuerbare Energien.

Darüber hinaus bietet Sylt Beobachtungsmöglichkeiten für viele Tage. Besonders schöne Salzwiesen findet man nördlich von Kampen im NSG Nielönn, zu den Zugzeiten lohnt sich auch ein Besuch der Kampener Vogelkoje. Die Kurpromenade in Westerland gehört besonders Mitte August bis Ende Oktober zu den besten Beobachtungspunkten für Hochseevögel in Deutschland. Vormittags hat man Rückenlicht. Die überdachten Bänke direkt an der Musikmuschel auf der Kurpromenade bieten guten Wetterschutz. Das Rantumbecken mit seinen an-

grenzenden Watten gehört zu den Zugzeiten zu den besten Beobachtungspunkten in Deutschland. In Hörnum findet man wiederum besonders günstige Beobachtungsmöglichkeiten für den Vogelzug und Schweinswale.

Christoph MONING, Christian WAGNER, Christopher KÖNIG, Felix WEISS

Mit freundlicher Genehmigung entnommen aus "Der FALKE", Juli 2011

weitere Literatur:

MONING, C. & F. WEISS (2010): Vögel beobachten in Norddeutschland. - Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.

PFEIFER, G. (2003): Die Vögel der Insel Sylt. - Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum, 704 S.

PFEIFER, G. (2007): Der Ellenbogen – ein ehemaliges Schutzgebiet des Verein Jordsand von 1910 bis 1914. – Seevögel, Sonderband „100 Jahre Seevogelschutz an deutschen Küsten“: 49–52.

STRIBERNY, W. (2000): Das Seevogelgebiet Listland auf der Insel Sylt und seine Entwicklung. - Seevögel 21: 18-26.

Bilder vom 9. See- und Küstenvogelkolloquium



Rolf DE VRIES, Vorsitzender der AG Seevogelschutz, und Bernd HÄLTERLEIN, Vorsitzender der OAG SH/HH, bei der Begrüßung der Tagungsteilnehmer. Fotos: S. WOLFF



Blick auf das Auditorium im Erlebniszentrum Naturgewalten in List/Sylt. Foto: B. HÄLTERLEIN



Die zahlreichen Vorträge wurden mit höchster Konzentration verfolgt.



Die günstige Lage des Tagungsortes bot natürlich auch Möglichkeiten im Freiland unterwegs zu sein.
Fotos: S. WOLFF



Im Vorfeld der Exkursion herrschte gut gelaunte Stimmung und gespannte Erwartung vor. Foto: S. WOLFF



Der Exkursionsweg führte truppweise von List in Richtung Königshafen ...

Foto: B. HÄLTERLEIN



... und führte am Wendepunkt zu einer signifikanten Akkumulation, ...



... bei der verloren gegangene Flüssigkeit und Energie ...

Fotos: B. HÄLTERLEIN



... in geeigneter Weise und Menge zu sich genommen werden konnte.



Stellvertretend für das Organisationsteam: Martin KÜHN und Reiner REHM vom Nationalparkdienst.

Fotos: B. HALTERLEIN



Auch in den Programmpausen ...



... wurde die Möglichkeit zum Austausch rege genutzt.
Fotos: S. WOLFF



Der Versuch ...



... die Teilnehmer des Kolloquiums auf ein Bild zu bannen ...



... wurde aus unterschiedlichen Perspektiven unternommen ...



... und glückte wohl zum größten Teil. Fotos: S. 110 und 111 oben: M. KUSCHEREITZ, 110 und 111 unten: S. WOLFF

See- und Küstenvogelkolloquien der AG Seevogelschutz

1. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 02.-03. November 1996 in Wilhelmshaven

Tagungsband: Seevögel 19, Sonderheft, 1998.

Herausgeber: Verein Jordsand zum Schutz der Seevögel und Natur e.V.

2. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 14.-15. November 1998 in Stralsund

Tagungsband: Seevögel 21, Sonderheft 2, 2000.

Herausgeber: Verein Jordsand zum Schutz der Seevögel und Natur e.V.

3. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 18.-19. November 2000 in Kiel

Tagungsband: Corax 19, Sonderheft 2, 2003.

Herausgeber: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.

4. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 16.-17. November 2002 in Norden

Tagungsband: Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 35, Heft 2, 2003.

Herausgeber: Niedersächsische Ornithologische Vereinigung e.V.

5. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 22.-24. Oktober 2004 in Rostock

Tagungsband: Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. 45, Sonderheft 1, 2006.

Herausgeber: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e.V.

6. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 13.-15. Oktober 2006 auf Helgoland

Es ist kein Tagungsband erschienen.

7. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 07.-09. November 2008 in Cuxhaven

Tagungsband: Vogelkundl. Ber. Niedersachs. Band 41, Heft 2, 2010.

Herausgeber: Niedersächsische Ornithologische Vereinigung e.V.

8. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 26.-28. November 2010 in Stralsund

Tagungsband: Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. 47, Sonderheft 1, 2012.

Herausgeber: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e.V.

9. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 23.-25. November 2012 in List auf Sylt

Tagungsband: Corax Band 22, Sonderheft 1, 2014

Herausgeber: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.

10. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, 14. - 16. November 2014 auf Norderney

Ziel der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft (OAG) ist es, die Vogelwelt Schleswig-Holsteins und Hamburgs zu erforschen und zu ihrem Schutz beizutragen.

Schleswig-Holstein hat aufgrund seiner Lage zwischen Nord- und Mitteleuropa sowie Nord- und Ostsee eine herausragende Bedeutung im eurasisch-afrikanischen Vogelzugsystem und als Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiet für arktische Wat- und Wasservögel („Vogelzuglinie“ Fehmarnbelt, Wattenmeer). Die Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume führt auch bei den Brutvögeln mit mehr als 200 Arten zu einem besonderen Reichtum.

Die Mitglieder der OAG verbindet das Interesse an der Beobachtung und Erforschung der schleswig-holsteinischen Vogelwelt. In vielen Untersuchungen und Gemeinschaftsprojekten werden gezielt Bestandserfassungen einzelner Arten oder Artengruppen durchgeführt, ökologische Zusammenhänge aufgedeckt, Wechselwirkungen zwischen Landschaft und Vogelwelt untersucht sowie langfristige Veränderungen dokumentiert. Dabei ist es häufig auch Ziel, zusammen mit anderen Verbänden zum Schutz der Natur beizutragen. Die OAG bietet aber genauso denjenigen ein Dach, die hauptsächlich Spaß an gemeinsamer Vogelbeobachtung haben und sich gerne mit Gleichgesinnten austauschen.

Derzeit sind in der OAG über 600 Einzelmitglieder sowie zahlreiche Institute, Museen und Bibliotheken im In- und Ausland vereint.

Folgende **Projekte** werden von der OAG langfristig organisiert (nähere Informationen z. B. auf der OAG-Homepage <http://www.Ornithologie-Schleswig-Holstein.de>):

- Vogelzug-Planbeobachtungen
- Wintervogelzählung
- Internationale Wasservogelzählung (monatlich September bis April)
- Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft
- Brutbestandsaufnahmen und Siedlungsdichteuntersuchungen ausgewählter Arten und Lebensräume.

Daneben ist die OAG an verschiedenen Erfassungs- und Schutzprogrammen für Greifvögel (z. B. Projektgruppe Seeadlerschutz) und dem „Seabirds-at-Sea“-Programm beteiligt. Sie arbeitet bei Bestandserfassungen eng mit der Naturschutzverwaltung des Landes und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) zusammen und unterstützt auch private Arbeitsvorhaben. Gelegenheitsbeobachtungen sind gleichfalls wichtige Mosaiksteine für ein Bild von der Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Diese können Sie direkt im Meldeportal unter www.ornitho.de eingeben.

Mit einem umfangreichen **Vortragsprogramm** findet jeweils Anfang März die Jahrestagung der OAG statt. Gäste sind herzlich willkommen. Im Kieler und Lübecker OAG-Arbeitskreis stellen Mitglieder bei monatlichen Treffen Arbeitsvorhaben und -ergebnisse vor, diskutieren aktuelle Geschehnisse oder führen gemeinsame Exkursionen durch.

In Hamburg wird die OAG durch den Arbeitskreis an der Staatlichen Vogelschutzwarte vertreten.

Der aktuellen **Information** der Mitglieder dienen die Rundschreiben, die i. d. R. dreimal jährlich erscheinen, die interne Mail-Gruppe und die Homepage im Internet.

Die **Veröffentlichungen** der OAG haben weit über die Grenzen Schleswig-Holsteins und Hamburgs hinaus einen guten Ruf. Schon ihretwegen ist der Anteil der Mitglieder aus anderen Ländern hoch.

In der Zeitschrift **CORAX** werden wissenschaftliche Artikel zur Vogelwelt Schleswig-Holsteins und Hamburgs publiziert. Schwerpunkte sind die Entwicklung von Vogelarten und -gemeinschaften in Lebensräumen Schleswig-Holsteins sowie überregional interessante Arbeiten zur Biologie und Ökologie der Vögel. Der CORAX erscheint etwa zweimal im Jahr und wird den Mitgliedern kostenlos zugeschickt.

Die „**Vogelwelt Schleswig-Holsteins**“ als Buchreihe im Wachholtz-Verlag, Neumünster, ist ein langfristig angelegtes Gemeinschaftsvorhaben der OAG. Bisher sind 6 Bände (Seetaucher bis Flamingo, Greifvögel, Entenvögel I und II, Brutvogelatlas und Seltene Vogelarten) sowie als Band 7 **Zweiter Brutvogelatlas** erschienen.

Mit ihren Untersuchungen, Auswertungen und Veröffentlichungen liefert die OAG wesentliche wissenschaftliche Grundlagen für den Schutz der Vögel und ihrer Lebensräume in Schleswig-Holstein.

Vorwort <i>preamble</i>	3
Veranstalter <i>presenter</i>	4
Tagungsort <i>venue</i>	5
Liste der Vorträge und Poster <i>list of talks and posters</i>	7
Zusammenfassung/Artikel zu Vorträgen und Postern <i>summaries/papers from talks and posters</i>	9 - 100
MONING, C., C. WAGNER, C. KÖNIG & F. WEISS 2011. Ellenbogen und Königshafen auf Sylt in Schleswig-Holstein - in Deutschland ganz oben	101
Bilder <i>impressions</i>	104