



LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2015:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)



Natürlich hier.





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2015:

Bruterfolg der Uferschnepfen in den Projektgebieten (Action D.1)

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

<https://bergenhusen.nabu.de/>

✉: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
	Abstract	2
2	Einleitung	3
3	Untersuchungsgebiete und Methoden	4
	3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen	4
	3.2 Bestandsmonitoring	5
	3.3 Reproduktionsmonitoring	5
	3.3.1 Feldarbeit	5
	3.3.2 Statistik.....	6
4.	Ergebnisse	9
	4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....	9
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)	10
	4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK).....	10
	4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)	13
	4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)	13
	4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	15
	4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)	18
	4.1.7 Alte Sorge-Schleife (08-ASS)	19
	4.1.8 Eiderstedt (09-Eid).....	19
	4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ)	21
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa Flächen seit 1980.....	22
	4.3. Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe	25
	4.3.1 Schlupferfolg	25
	4.3.2 Kükentelemetrie.....	32



4.3.3 Bruterfolg.....	37
4.3.4 Kükenwachstum.....	38
4.3.5 Beringung.....	39
5. Diskussion.....	40
5.1 Bestände.....	40
5.2 Schlupferfolg.....	42
5.3 Küken.....	44
5.4 Bruterfolg.....	45
5.5 Ausblick.....	49
6. Literatur.....	53



1 Zusammenfassung

In 2015 wurden die Feldarbeiten zum EU Life Projekt LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) als Projektpartner fortgesetzt.

Die Erfassung der Uferschnepfen in den zehn Projektgebieten ergab insgesamt 380 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich in den Speicherkögen Süd (128) und Nord (49) sowie im Beltringharder Koog (88). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung und Eiderstedt/Poppenbüll West brüteten 2014 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche potentiell geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (3,4), Eiderästuar/Eiderdammflächen (2,4) und im Beltringharder Koog (1,6). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potential der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. In den im Gebiet Alte Sorge-Schleife und im Ostermoor neu angelegten Poldern siedelten sich Uferschnepfen an und brüteten erfolgreich.

Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare in einigen Gebieten zunimmt (Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), in anderen aber einen negativen Trend aufweist (Hauke-Haien-Koog, Alte Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland und seit wenigen Jahren Rickelsbüller Koog).

In den vier Intensivgebieten wurden insgesamt 123 Uferschnepfengelege gefunden. Im Beltringharder Koog und Speicherkoog Süd nahm die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege, die mit „nest survival“ Modellen (Programm MARK) geschätzt wurde, mit fortschreitender Saison zu. Verluste gingen zum größten Teil auf Prädation zurück. Durch Kameras an 76 Gelegen konnten dabei Fuchs (19), Iltis (11), Marderhund (3), Dachs (2) und je einmal Wanderratte und Seeadler als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd wurde ein von 32 mit Telemetriesendern versehenen Küken flügge, im Beltringharder Koog waren es drei von 20. Die Verlustursache konnte im Beltringharder Koog in keinem Fall festgestellt werden, im Speicherkoog Süd blieb sie in 17 Fällen unbekannt. Nachgewiesene Prädatoren waren Fuchs (5), Mäusebusard (4), Habicht (1) und zweimal ein unbekannter Säuger.

Der Bruterfolg betrug im Beltringharder Koog anhand von Beobachtungen 0,10 und im Speicherkoog Süd 0,16 flügge Küken/Revierpaar. Der aus den Wahrscheinlichkeiten zu schlüpfen und flügge zu werden geschätzte Wert betrug im Beltringharder ebenfalls 0,1. Im Speicherkoog Süd lag er mit 0,01 allerdings deutlich unter der aus direkten Beobachtungen ermittelten Zahl. Der zum Populationserhalt angenommene Wert von 0,46 flüggen Jungen/Brutpaar wurde in keinem Fall erreicht.



Die Farbberingung und das intensive Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurden fortgesetzt. Die Auswertung der seit 2008 vorliegenden Daten mit einem Cormack-Jolly-Seber Modell ergab eine jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 0.86.

Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa” continued in 2015. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) is the project partner.

In ten project areas, 380 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Speicherkoog Süd (128), Speicherkoog Nord (40) and Beltringharder Koog (88). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (3.4 breeding territories/10ha), on the Eiderdammflächen in the Eiderästuar/Katinger Watt area (2.4) and in Beltringharder Koog (1.6). Lower densities in some key areas suggest that grassland could be managed better to favour Black-tailed Godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 shows an increasing trend in some areas (Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), but decreasing trends in others (Hauke-Haien-Koog, Alte Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland and, in the last few years, in Rickelsbüller Koog).

In four intensively monitored areas, a total of 123 clutches was found. Daily survival probability increased during the breeding season in Beltringharder Koog and Speicherkoog Süd. Losses were mainly due to predation. Cameras at 76 clutches identified Fox (19), Polecat (11) Raccoon Dog (3), Badger (2), Rat (1) and Sea Eagle (1) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.10 and 0.16 according to intensive observations in Beltringharder Koog and Speicherkoog Süd, respectively. This is below the value of 0.46 that is assumed to be necessary to maintain a viable population in Schleswig-Holstein. In Speicherkoog Süd and in Beltringharder Koog, one of the 32 chicks and three of 20 chicks equipped with a radio tag fledged. Fox (5) Common Buzzard (4), Goshawk (1) and unknown mammals were identified as predators in Speicherkoog Süd, but predators in Beltringharder Koog remained unknown.

Colour-ringing and intensive searches for ringed birds continued. Analysing data available since 2008 with a Cormack-Jolly-Seber Model (Program MARK) revealed an apparent annual of 0.86.



2 Einleitung

Im Jahr 2015 fand die dritte Feldsaison des LIFE-Limosa Projekts (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa) mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU als Projektpartner statt. Ziele des Projekts sind die Stabilisierung der letzten Kern-Populationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs sowie der Erhaltung der letzten minimalen Bestände von Alpenstrandläufer und Kampfläufer.

Der Erfolg der im Rahmen des Projekts durchgeführten Managementmaßnahmen wird durch ein begleitendes, umfassendes Monitoring der Bestände und des Bruterfolgs der Zielarten evaluiert. Zu Beginn des Projekts fand 2013 in allen zehn Projektflächen eine Erstaufnahme der Uferschnepfen-Revierpaare statt (Action A.2; Salewski et al. 2013a)¹. Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Weiterhin erfolgte 2015 in vier ausgewählten Intensivgebieten wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. Für das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) wurde ein externer Gutachter gewonnen, es ist daher nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Mithilfe danken wir: Fabius Bender, Holger A. Bruns, Dominic Cimiotti, Cillian Groll, Jutta Hansen, Hermann Hötker, Heike Jeromin, Brigitte Klinner-Hötker, Walther Petersen-Andresen, Sibylle Stromberg und Sidney Vesting. Julia Schütze stellte Daten aus einem von der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft geförderten Projekt zur Verfügung.

Farbringablesungen wurden 2015 von Jouke Altenburg, Kai Borkenhagen, Dominic Cimiotti, Teade de Boer, Bosco Dies, Anton Duijnhouwer, Olaf Ekelöf, René Faber, Ysbrand Galama, Pedro Geraldes, Olivier Girard, Oliver Granke, Reka Gyulay, Horst Habke, Rolf Hennes, Eduard Henß, Peter Hering, Gjerryt Hoekstra, Frank Hofeditz, Hermann Hötker, Mario Huizinga, Brigitte Klinner-Hötker, Jan Kramer, Rennie Kramer-van den Akker, Natalie Meyer, Julia Schütze, Jan Sohler, Reimer Stecher, Eric ten Cate, Haije Valkema, Guus Vanduin und Egbert van der Velde gemeldet.

Der Bundeswehr und dem Team des WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Speicherkoog Süd.

¹ Die Actions beziehen sich auf die „Action numbers“ im Projektantrag.

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die zehn Projektgebiete (Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (8) und in der Eider-Treene-Sorge Niederung (2). Sie werden im Detail von Hemmerling & Miller (2011) und Salewski et al. (2013b) beschrieben und umfassen insgesamt eine Fläche von ca. 23 000 ha. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitaten sind auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen (www.life-limosa.de). Für das Brutgeschehen 2015 relevante Maßnahmen fanden 2014/15 im Rickelsbüller Koog (01-RIK), im Beltringharder Koog (04-BeK), im Speicherkoog Nord (05-SPN), im Ostermoor (07-UTO), in der Alte Sorge-Schleife (08-ASS) und im Eiderästuar (10-EiÄ) statt (siehe unten).

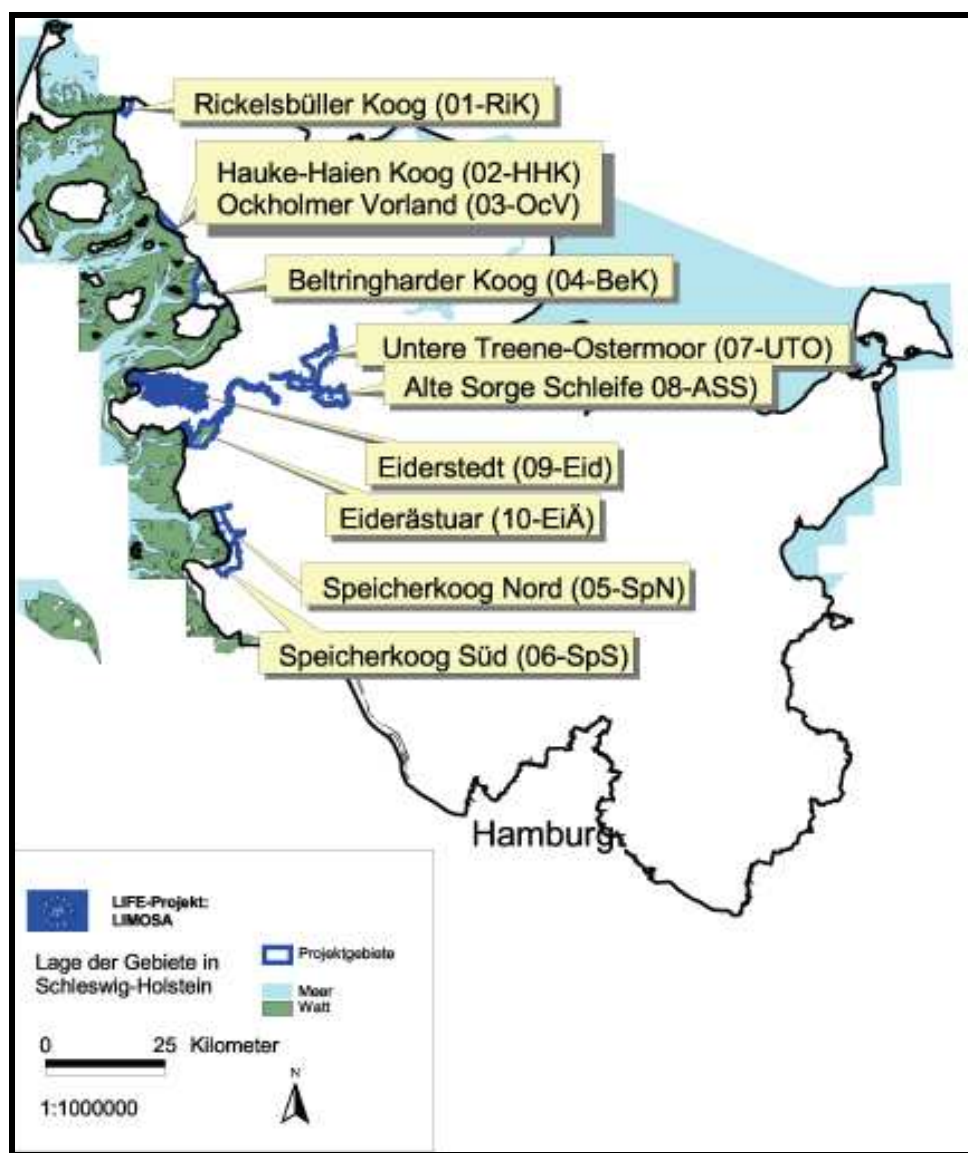


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limosa Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).

3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassung der Bestände in den zehn Projektgebieten wurde durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog), B. Kliner-Hötter (im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume [LLUR], Beltringharder Koog) und H.A. Bruns (NABU, Naturschutzzentrum Katinger Watt, Eiderästuar) durchgeführt. Die Erfassungen erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al. 1995, Südbek et al. 2005, Details in Salewski et al. 2013a). Die beiden Kartierungsdurchgänge fanden Mitte April und Anfang Mai statt. Gegen Ende der Führungsphase der Jungvögel im Juni wurde eine zusätzliche Kartierung intensiv warnender Familien durchgeführt. Während einiger Termine im Juni und Juli wurden zusätzlich in der Nähe warnender Altvögel durch eine möglichst kurze Begehung nach flüggen Jungvögeln gesucht. Eine Ausnahme davon war der Beltringharder Koog, weil hier die Uferschnepfenfamilien wegen der in weiten Bereichen sehr kurzen Vegetation im Juni deutlich besser beobachtet werden konnten.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr (2014) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate λ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2014} = N_{2015} / N_{2013 \text{ oder } 2014}$$

N: Anzahl der Revierpaare.

Eine Wachstumsrate < 1 bedeutet dabei eine Abnahme, > 1 eine Zunahme des Bestands im jeweiligen Gebiet im Vergleich zum Bezugsjahr.

3.3 Reproduktionsmonitoring

3.3.1 Feldarbeit

In vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Ostermoor 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Ende April und Mitte Juni nach Uferschnepfenestern gesucht. Ein gefundenes Nest wurde markiert, die Koordinaten, einige Habitatparameter und die Zahl der Eier erfasst sowie der Schlupfzeitpunkt nach van Paassen et al. (1984) geschätzt. Anschließend erfolgte etwa alle zwei bis fünf Tage eine Kontrolle der Nester, um Prädation oder Schlupf zu ermitteln. Die Kontrollen fanden vom Auto aus statt oder durch Nestbesuche, wenn kein brütender Altvogel aus größerer Distanz beobachtet werden konnte (Details in Salewski et al. 2013a). Hierbei wurde das spurlose Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin und ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter als Prädation interpretiert. Frühere Untersuchungen mit Hilfe von Nestkameras haben gezeigt, dass Füchse, die Hauptprädatoren von Uferschnepfengelegen, die Eier einzeln wegtragen (Salewski et al. 2013a), so dass diese Interpretation gerechtfertigt erscheint. Um die Ursachen von Gelegeverlusten zu ermitteln, kamen an

76 Gelegen Kameras (Moultrie Game Spy M-990i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Auf beweideten Flächen wurde auf das Anbringen von Kameras verzichtet, da diese Weidetiere anlocken und damit das Verlustrisiko durch Viehtritt stark erhöhen.

Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd 32 Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Telemetriesendern (pip 3, Biotrack) ausgestattet und dabei vermessen und gewogen. Ein medizinischer Kleber (Perma-Type Surgical Cement, The Perma-Type Company Inc., USA) diente dazu die Sender, nach dem Entfernen einiger Daunenfedern, auf dem Rücken der Küken zu befestigen. Zur farblichen Abstimmung wurden die abgeschnittenen Federn anschließend wieder auf den Sender geklebt und dieser noch mit etwas Feinsand bestreut. Alle zwei bis vier Tage erfolgte die Suche der besenderten Küken mit Hilfe eines Handempfängers (YAESU VR-500), um ihren Aufenthalt, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. In unregelmäßigen Abständen fanden Kontrollen der bekannten Fuchsbaue und Greifvogelhorste im Koog oder in dessen Nähe statt, um dort nach Sendern zu suchen. Nach etwa zehn bis zwölf Tagen und nach etwa 20 Tagen wurden die bis dahin überlebenden Küken wieder gefangen, um die Sender erneut zu verkleben und um die Küken mit Farbringen zu versehen. Ein erneutes Vermessen der Küken beim Wiederfang ließ Rückschlüsse auf ihr Wachstum zu. Im Rahmen eines von der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft geförderten Projekts besenderte J. Schütze zudem 20 weitere Uferschnepfenküken im Beltringharder Koog. Die aus diesem Projekt gewonnenen Daten standen LIFE-Limosa zur Verfügung.

3.3.2 Statistik

Die Schlupfwahrscheinlichkeiten der Gelege wurden mit „nest survival“ Modellen im Programm MARK geschätzt (Dinsmore et al 2002). Sie werden jeweils in % \pm Standardfehler angegeben. Ein früherer Vergleich der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kameras ergab keine Unterschiede (Salewski et al. 2014). Zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ dienten sechs Modelle: Während ein Modell von einer unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen den Gebieten ausging [$\Phi_{(\text{Gebiet})}$] nahm das andere an, dass es solche Unterschiede nicht gab [$\Phi_{(\cdot)}$]. Zusätzlich wurde für diese beiden Modelle einmal ein Zeiteffekt t ($[\Phi_{(t+\text{Gebiet})}$], [$\Phi_{(t)}$]) und ein linearer Trend T, d. h. eine stetige Zu- oder Abnahme der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit berücksichtigt ($[\Phi_{(T+\text{Gebiet})}$], [$\Phi_{(T)}$]).

Das Vollgelege der Uferschnepfe besteht zumeist aus vier Eiern, die im Abstand von etwa einem Tag gelegt werden (Kirchner 1969). Vom Legen des ersten Eis bis zum Schlupf würde es bei einer Bebrütungszeit von ungefähr 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Beintema & Visser 1989) etwa 27 Tage dauern (einschließlich des

Tags der ersten Eiablage; Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit x bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit x^{26} (Beintema 1995). Hierbei ist zu beachten, dass gegenüber den Berichten aus den Vorjahren und zu Salewski et al. (in press) eine Korrektur erfolgte. In früheren Berichten war von einer Brutzeit von 24 Tagen nach der Ablage des letzten Eis ausgegangen worden. In der Literatur schwanken die Angaben und es ist davon auszugehen, dass es auch individuelle Unterschiede in der Brutzeit gibt (Lind 1961, Haverschmidt 1963). In verschiedenen Studien in den Niederlanden und in Schleswig-Holstein wurde eine Brutzeit von 23 Tagen berücksichtigt (Beintema & Visser 1989, Bruns 2004). Deshalb wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Untersuchungen ebenfalls von dieser Brutzeit ausgegangen. Darüber hinaus betrug bei dem einzigen Gelege, das bereits nach der Ablage des ersten Eis gefunden wurde und das erfolgreich schlüpfte, der Zeitraum zwischen Fund und Schlupf 27 Tage.

Zur Auswertung von durch Telemetry gewonnenen Daten eignen sich ebenfalls „nest survival“ Modelle. Dazu wurden zwölf Modelle erstellt. Das globale Modell schätzte die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken in Abhängigkeit des jeweiligen Tages (t), des Kükenalters (Alter) sowie des Gebiets (Gebiet) [$\Phi_{(t+\text{Gebiet}+\text{Alter})}$]. Weitere Modelle waren alle Modelle, die im globalen Modell genestet waren, sowie Modelle, die einen stetigen zeitlichen Trend (T) berücksichtigten und ein Modell, welches von einer konstanten Überlebenswahrscheinlichkeit unabhängig vom Tag, dem Alter des Kükens und dem Gebiet ausging [$\Phi_{(.)}$]. In einer ersten Analyse erklärten Modelle mit Interaktionen in allen Fällen die Daten weniger gut als additive Modelle, weswegen auf die Darstellung ersterer im Ergebnisteil verzichtet wurde.

Die Schätzung der Wahrscheinlichkeiten zu schlüpfen und flügge zu werden erlaubt die Schätzung des Reproduktionserfolgs nach der Formel (Schekkerman et al. 2008):

$$B = U \times [1 + (V \times (1 - U))] \times L \times K$$

B = Reproduktionserfolg [flügge Junge / Brutpaar];

U = Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege zum Schlupf kommt;

V = Wahrscheinlichkeit bei einem Verlust ein Nachgelege zu zeitigen;

L = Anzahl geschlüpfter Küken pro erfolgreichem Gelege;

K = Wahrscheinlichkeit eines geschlüpften Kükens flügge zu werden.

Für U und K wurden die Ergebnisse der nest-survival Modelle herangezogen. U und K werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst (siehe unten). Daher wurden in Anlehnung an Teunissen et al. (2008) als Wahrscheinlichkeit, im Beltringharder Koog

und im Speicherkoog Süd zu schlüpfen und flügge zu werden, die Mittelwerte über die gesamte Saison und über alle Vögel herangezogen. Die Werte der $\Phi_{(\text{Gebiet})}$ – Modelle sind eine gute Annäherung an diese Mittelwerte (Cooch & White 2008). Die Wahrscheinlichkeit, nach einer Prädation ein Nachgelege zu zeitigen, wurde mit 0,5 angenommen (Scheckerman & Müskens 2000). Ferner wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). In den vorangegangenen Berichten (Salewski et al. 2013, 2014) basierten die Angaben zum Bruterfolg auf der Zahl beobachteter (fast) flügger Küken, geteilt durch die Zahl der vorhandenen Revierpaare. Dieser Wert wurde auch 2015 ermittelt, um beide Vorgehensweisen vergleichen zu können.

Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung des Reproduktionserfolgs auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberingung von Küken und adulten Uferschnepfen 2015 fortgesetzt (zur Methode siehe Salewski et al. 2013a). Die „lokale“ Überlebenswahrscheinlichkeit, d. h. das Produkt der Wahrscheinlichkeit von einem Jahr auf das nächste zu überleben, und der Wahrscheinlichkeit, bei einem Überleben auch in das Untersuchungsgebiet zurückzukehren, kann mit einem Cormack-Jolly-Seber-Modell im Programm MARK geschätzt werden (White & Burnham 1999, Schaub & Salewski 2006). In diesen Modellen werden die Überlebenswahrscheinlichkeit Φ und die Beobachtungswahrscheinlichkeit p unabhängig voneinander geschätzt. Auf die Beobachtungen farbberingter Uferschnepfen kamen drei Modelle zur Anwendung: Ein Modell, das von jährlich unterschiedlichen Überlebens- und Beobachtungswahrscheinlichkeiten ausgeht (t), ein Modell, das von einem stetigen zeitlichen Trend beider Wahrscheinlichkeiten ausgeht (T) und ein Modell, das konstante Wahrscheinlichkeiten über den gesamten Untersuchungszeitraum annimmt. Es ist allerdings davon auszugehen, dass sich die lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Küken und adulten Vögeln deutlich unterscheiden (van Noordwijk & Thomson 2008). Daher wurde bei den drei Modellen ein Effekt des Alters berücksichtigt (a_2). Sie werden daher mit $\Phi_{(a_2 \cdot t)} p_{(a_2 \cdot t)}$, $\Phi_{(a_2 \cdot T)} p_{(a_2 \cdot T)}$ und $\Phi_{(a_2)} p_{(a_2)}$ bezeichnet. Ein mit dem Programm Release in MARK durchgeführter „goodness-of-fit“ Test war nicht signifikant ($p > 0,05$) und zeigte damit, dass die Daten die Voraussetzungen zur Anwendung von Fang-Wiederfangmodellen erfüllten (Schaub & Salewski 2006).

Akaikes Informationskriterium für kleine Stichproben (AIC_C) diente bei allen Auswertungen dazu, die Modelle zu vergleichen. Jedes Modell bekommt dabei einen Wert zugewiesen (zur Berechnung siehe Burnham & Anderson 2002). Das Modell mit dem kleinsten AIC_C -Wert ist das Modell, das durch die Daten am besten gestützt wird. Ist die Differenz zwischen dem „besten“ Modell und einem anderen Modell (ΔAIC_C) > 2 , wird davon ausgegangen, dass das „beste“ Modell deutlich stärker durch die Daten gestützt wird als das zu vergleichende Modell. Zusätzlich wird das AIC_C - Gewicht berechnet, welches die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell als das beste ausgewählt wird.

4. Ergebnisse

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2015 insgesamt 380 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Ostermoor und im Adenbüller Koog zusammen vier weitere Reviere hinzu, die sich nicht in den Maßnahmenflächen befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies einen Rückgang um acht Revierpaare bzw. um 2,1% auf den Maßnahmenflächen.

Tab. 1: Anzahl der Revierpaare von 2013 bis 2015 und warnender Paare im Juni 2015 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf 2015 und auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (siehe Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate λ beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison (λ 2013) bzw. auf das Vorjahr (λ 2014); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2014	Revierpaare 2015	Dichte [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare 2015	λ 2013	λ 2014
Rickelsbüller Koog	41	25	33	0,9	6	0,80	1,32
Hauke-Haien-Koog	10	4	2	0,1	0	0,20	0,50
Ockholmer Vordeichung	0	0	0	0,0	0	-	-
Beltringharder Koog	81	92	88	1,6	-	1,09	0,96
Speicherkoog Nord	90	67	49	0,6	11	0,54	0,73
Speicherkoog Süd	97	118	128	1,0 ^a	31	1,32	1,08
Ostermoor	15 ^b (23)	8 ^b (17)	8 ^b (11)	0,4 ^b	1	0,53 ^b (0,48)	1,00 ^b (0,65)
Alte Sorge-Schleife	0	1	2	<0,1	1	-	2,00
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^b (27)	28 ^b (31)	30 ^b (31)	3,4 ^b	5	1,20 ^b (1,15)	1,07 ^b (1,00)
Eiderstedt/Poppenbüll O	1	3	1	0,2	-	1,00	0,33
Eiderstedt/Poppenbüll W	0	0	0	0,0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt ^c	54	39	38	0,9	22 ^d	0,70	0,97
Eiderästuar/Oldensworter Vorl.	2	3	1	<0,1	0	0,50	0,33
Eiderästuar/Dithmarscher Vorl.	2	0	0	0,0	0	0,00	0,00

^a Grünlandfläche im Vergleich zu den Vorjahren leicht nach unten korrigiert.

^b innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 7, 9).

^c siehe Text wegen unterschiedlichen Dichten in Teilflächen.

^d Eiderdammflächen (19) und Nullgebiet (3).

Wie im Vorjahr wiesen die beiden Speicherköge (Süd: 128, Nord: 49), der Beltringharder Koog (88) und das Eiderästuar / Katinger Watt (38) die meisten Reviere auf. In zwei Gebieten - Poppenbüll W und Ockholmer Vordeichung - waren 2015 erneut keine Reviere besetzt. Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (3,4 Paare / 10 ha), im Beltringharder Koog (1,6 Paare / 10 ha), im Speicherkoog Süd (1,0 Paare / 10 ha) sowie im Rickelsbüller Koog (0,9 Paare / 10 ha). Werden im Katinger Watt nur die Eiderdammflächen (Salewski et al. 2013a) und im Speicherkoog Süd nur die unbeweideten Grünlandflächen nördlich des Barlter Stroms berücksichtigt, ergeben sich Dichten von 2,4 und 1,9 Paaren / 10 ha. Die hohen Dichten im relativ kleinen Adenbüller Koog und aus den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen, dass sich bei geeignetem Management die absoluten Zahlen in den größeren Projektgebieten (Speicherköge, Hauke-Haien-Koog) noch steigern lassen könnten.

Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt, sofern sie 2015 Revierpaare aufwiesen.

4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Die 33 im Rickelsbüller Koog festgestellten Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich wie in den Vorjahren im zentralen Bereich (Abb. 2). Vor allem die südlichen Teile des Koogs waren unbesiedelt. Das gleiche traf für weite Bereiche im Norden zu, wo in den Vorjahren ausgedehnte Röhrichtflächen die Ansiedlung verhindert hatten. Das Mulchen solcher Flächen im Februar 2015 führte dazu, dass sich auch im äußersten Nordosten des Koogs zwei Uferschnepfenpaare Reviere etablierten. Im Vergleich zu 2014 kam es insgesamt zu einer Zunahme um acht Paare ($\lambda_{2014} = 1,32$), der Wert von 2013 wurde jedoch nicht erreicht ($\lambda_{2013} = 0,80$; Tab. 1). Anfang Juni wurde ein Paar mit zwei sehr großen Küken beobachtet und am 22. Juni insgesamt drei flügge Jungvögel.

4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)

Im Hauke-Haien-Koog, in dem 2013 noch zehn Uferschnepfenpaare Reviere etabliert hatten, kam es zu einem deutlichen Rückgang auf nur noch zwei Paare in 2015, die westlich des Südbeckens brüteten (Abb. 3, ein brütendes Weibchen festgestellt). Ein λ von 0,2 bezogen auf den Projektbeginn weist auf den deutlichsten Rückgang im Vergleich mit den anderen Projektgebieten hin, ohne dass dafür ein offensichtlicher Grund erkennbar wäre. Durch die großen, kommerziell genutzten Schilfflächen ist der für Uferschnepfen potenziell nutzbare Bereich relativ klein, er hat sich aber im Vergleich zu den Vorjahren nicht verändert.

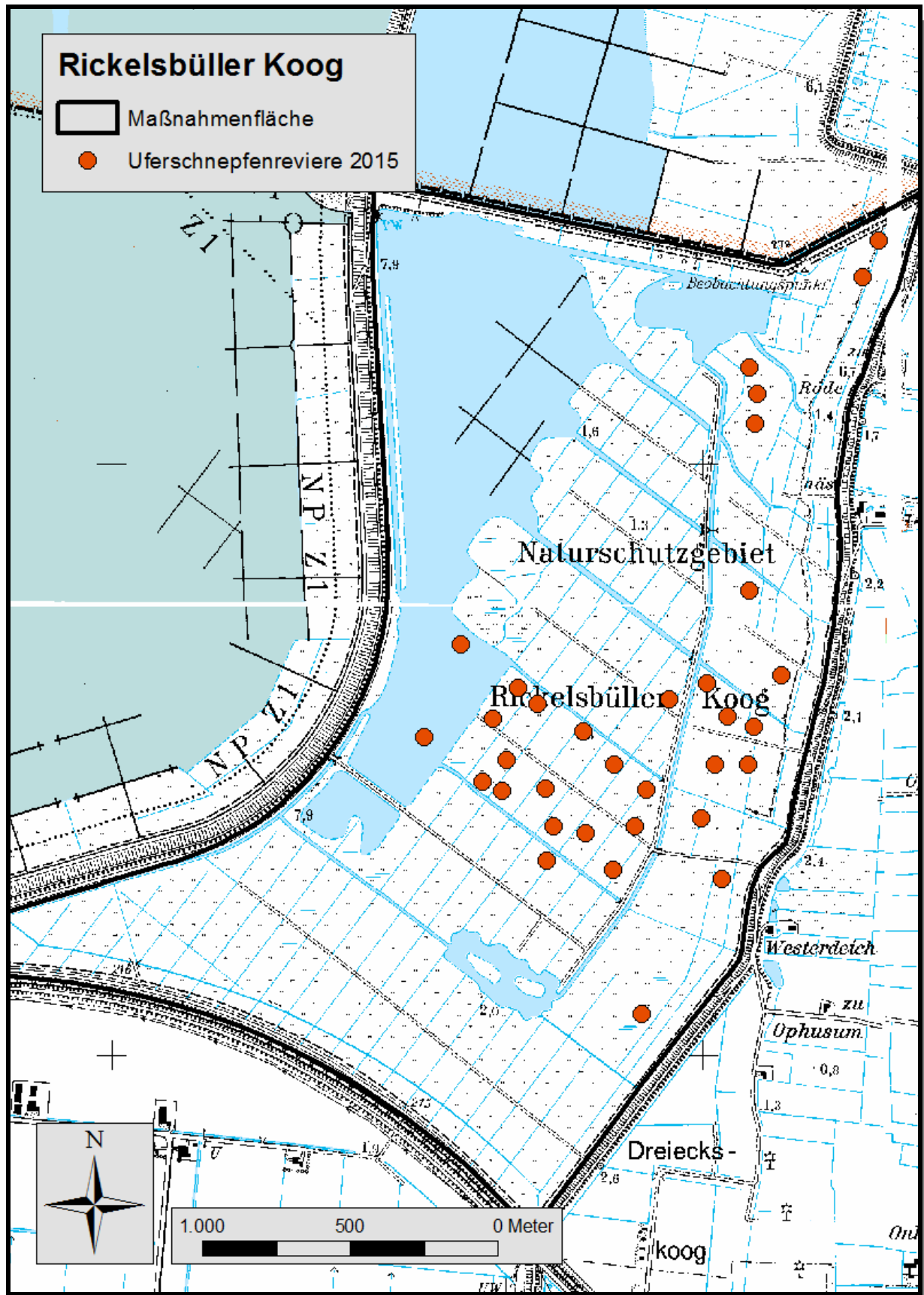


Abb 2: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2015.

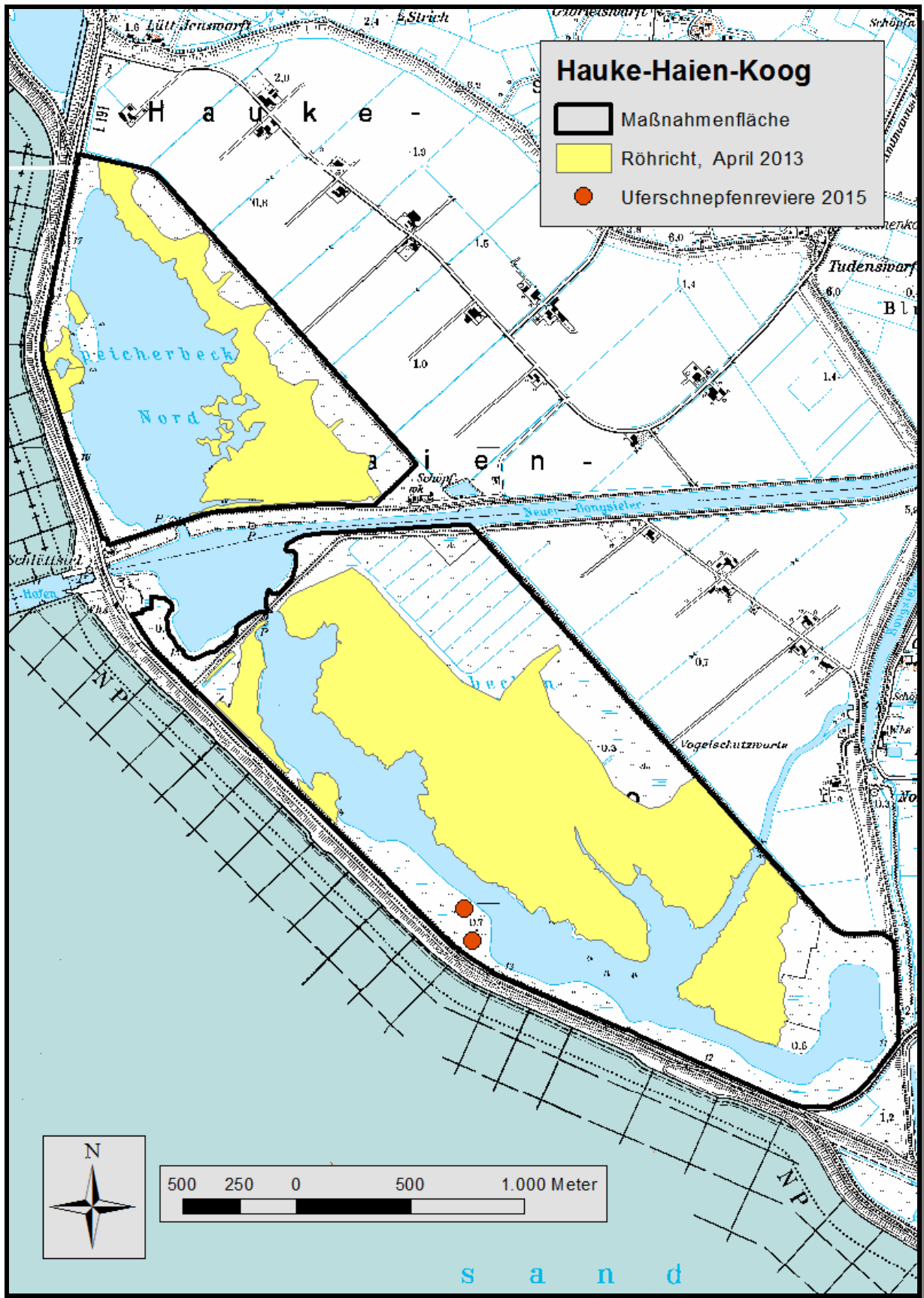


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Hauke-Haien-Koog 2015.

4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies auch 2015 mit 88 Revierpaaren (Abb. 4) nach dem Speicherkoog Süd den zweithöchsten Bestand und mit 1,6 Revieren / 10 ha Grünland nach dem Adenbüller Koog die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf. Im Vergleich zum Vorjahr (92 Revierpaare) kam es jedoch zu einer leichten Abnahme ($\lambda_{2014} = 0,95$), die Revierpaarzahlen lagen aber über denen von 2013 ($\lambda_{2013} = 1,07$).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt (Abb. 4). Wie im Vorjahr fand sich eine hohe Zahl im „SO-Feuchtgrünland“, sie hatte sich jedoch von 35 in 2014 (38% am Gesamtbestand) auf 18 (20%) in 2015 fast halbiert. Deutliche Zunahmen in den Teilgebieten „Lüttmoorsee“ von 11 (12%) auf 17 (19%) und „Salzwasserlagune“ von 9 (10%) auf 18 (20%) deuten Verschiebungen innerhalb des Koogs an. Die Zunahme im Gebiet „Lüttmoorsee“ könnte auf eine kleinräumige Umsiedlung möglicherweise aus dem „NO-Feuchtgrünland“ zurückzuführen sein. Durch die seit 2014 durchgeführte Beweidung auf 1,5 ha im Norden des Teilgebiets „Salzwasserlagune“, verbunden mit einer Schilfmahd, nahm die Attraktivität des Bereichs als Bruthabitat für Uferschnepfen zu. Im „NO-Feuchtgrünland“ nahm die Zahl der Revierpaare trotz der bereits 2013 durchgeführten Maßnahmen von 7 (8%) auf 3 (3%) ab. Dieser Rückgang könnte auf eine zu lange Überstauung im Winter, zu hohe, durch Starkregen bedingte Wasserstände im März und zu schnelles Austrocknen im April zurückzuführen sein (Klinner-Hötker, pers. Mitt.). Im „N Arlauspeicherbecken“ blieb die Zahl der Uferschnepfenreviere mit 32 (36%) im Vergleich zum Vorjahr (30 RP, 32%) annähernd konstant.

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten 2015 nur noch 49 Uferschnepfenreviere festgestellt werden. Dies stellt einen deutlichen Rückgang sowohl zum Projektbeginn ($\lambda_{2013} = 0,54$) als auch zum Vorjahr dar ($\lambda_{2014} = 0,73$, Tab. 1). Die meisten Reviere fanden sich im Nordosten des Koogs, in seinem zentralen Bereich und im Südosten (Abb. 5). Die umfangreichen Maßnahmen vor der Brutzeit: Beseitigung von Störkulissen wie Gebüschgruppen, einer Windschutzpflanzung und Staudenvegetation, der Umstellung von Schaf- auf Rinderbeweidung und von Beweidung auf Mähwiesen sowie das Mulchen von 230 ha Grünlands wirkten sich noch nicht auf die Verteilung der Reviere aus. Es kam weder in den großen, jetzt gehölzfreien Bereichen im Wöhrdener Loch und im Süden des Koogs, noch in der Nähe der entfernten Baumreihe im Südosten zu Neuansiedlungen.

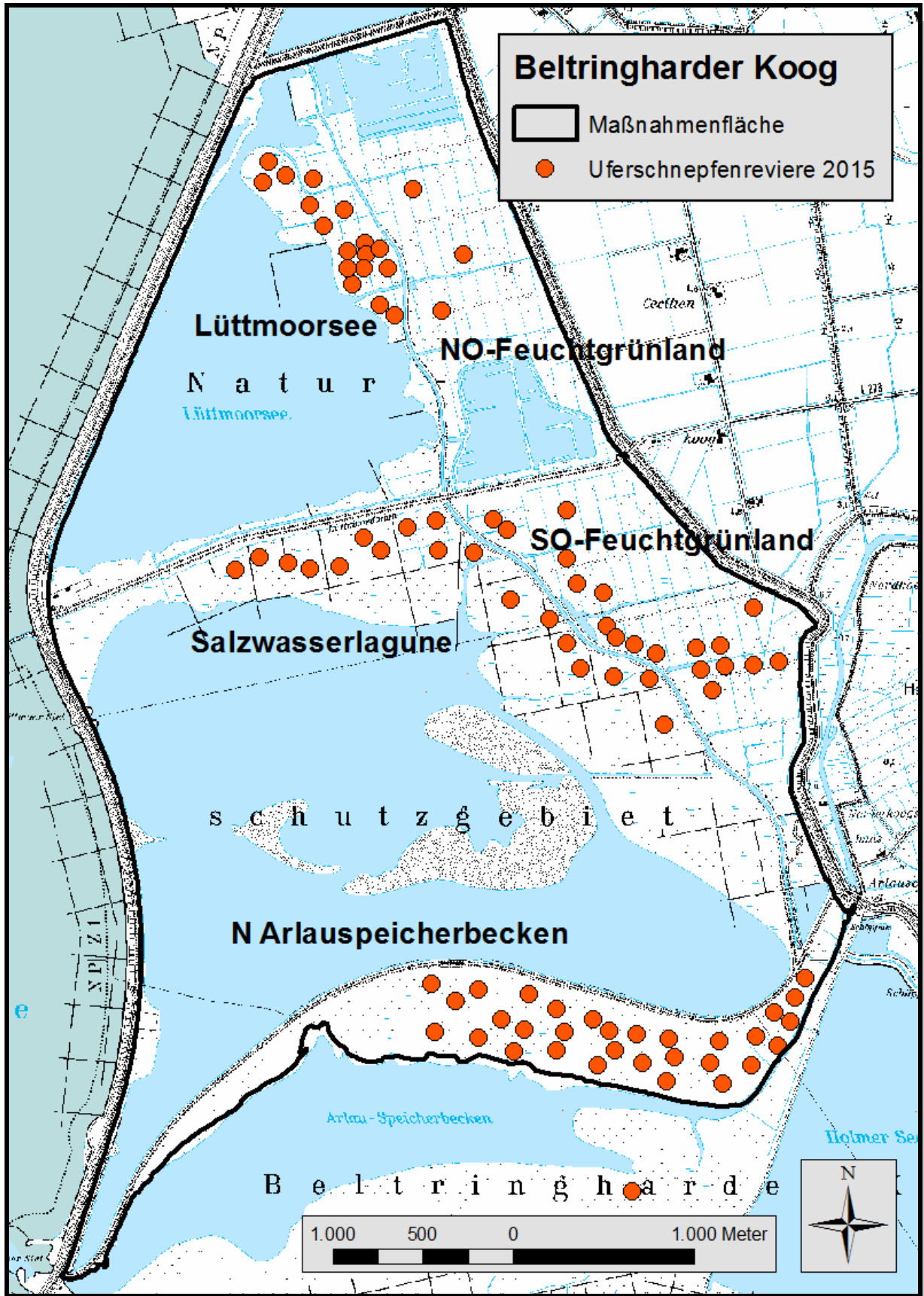


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2015.



4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Von allen Projektgebieten fand sich im Speicherkoog Süd die höchste Zahl an Uferschnepfenrevieren (128), die Siedlungsdichte lag jedoch mit 0,94 / 10 ha deutlich unter der des Beltringharder und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Nicht besiedelt waren große Flächen im Norden und vor allem im Süden des Koogs, die schon im Mai intensiv durch Schafe beweidet wurden sowie der Bereich zweier Spülfelder im Süden (Abb. 6). Konzentrationen fanden sich hingegen in Bereichen, die nicht beweidet sondern jährlich gemulcht werden, und auf Flächen im Osten, bei denen es sich entweder um Mähwiesen handelt oder wo der Auftrieb des Weideviehs, meist Rinder, erst später stattfand. Dass sich Beweidung und die Etablierung von Uferschnepfenrevieren nicht vollständig ausschließen, zeigen einige Uferschnepfenreviere in Weideflächen im Norden und Süden und das Fehlen von Revieren in unbeweideten Flächen im Nordosten und in zentralen Bereichen (Abb. 6). Möglicherweise spielen Habitatgegebenheiten eine Rolle (feuchte Senken in den Weiden, Schilfinseln auf nicht beweideten und nicht gemulchten Flächen), die die Besiedlung durch Uferschnepfen fördern bzw. verhindern. Die hohe Dichte (1,9 Rp / 10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs zeigt aber auch das große Potential, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen.

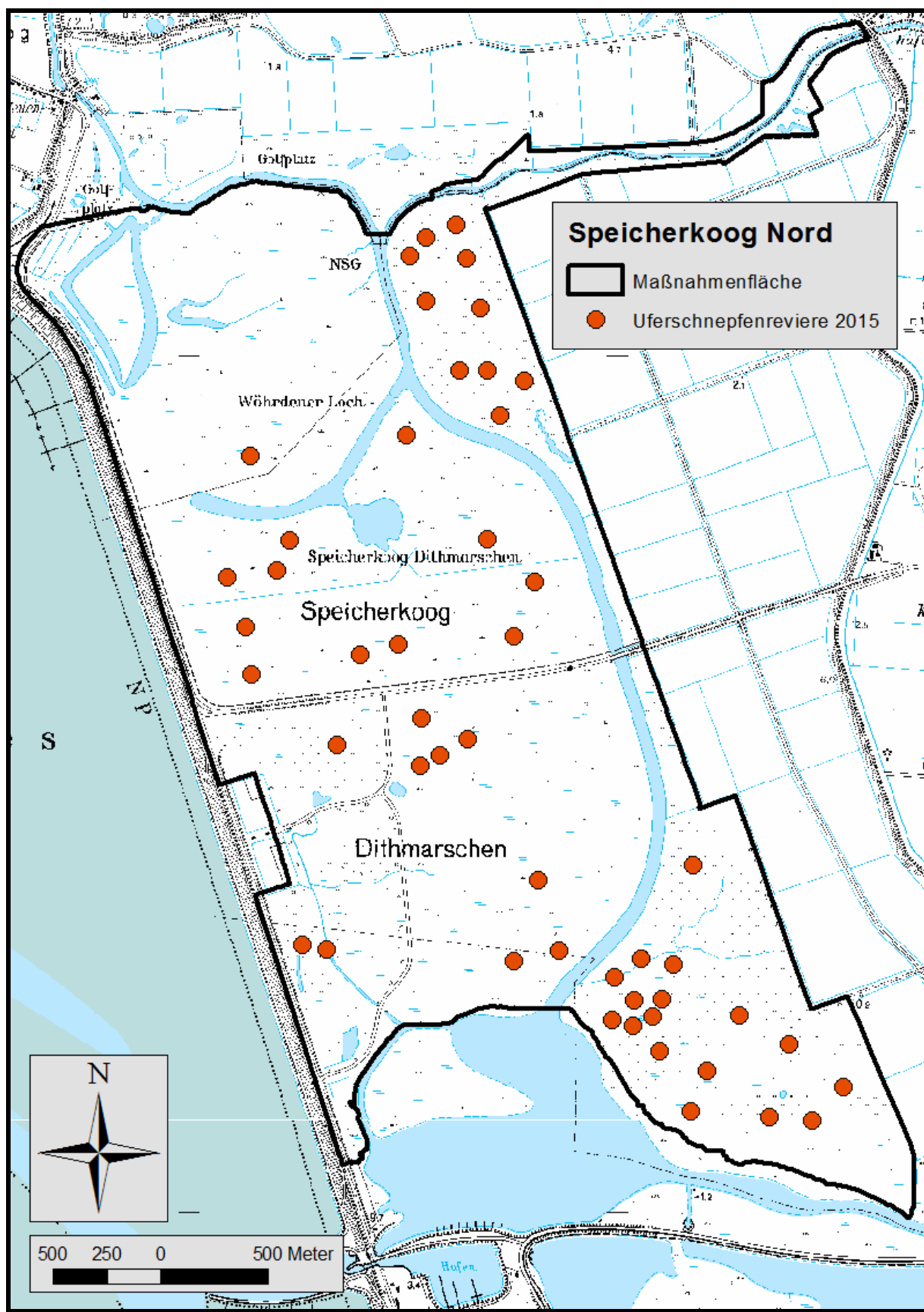


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2015.

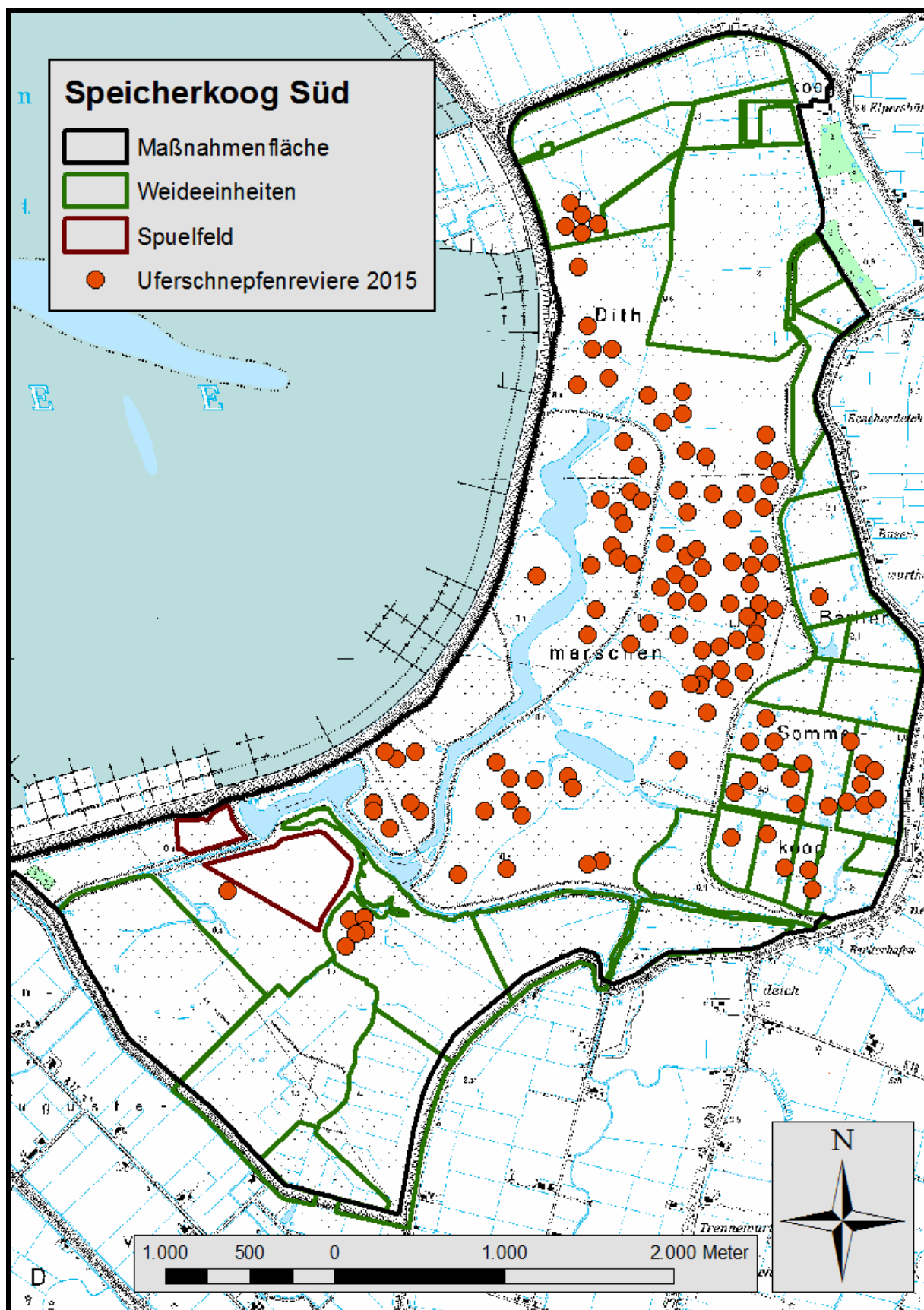


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2015.

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2015 insgesamt 11 Uferschnepfenreviere ermittelt, wobei aber nur acht innerhalb der Maßnahmenfläche des Projekts lagen (Abb. 7). Zwei Reviere fanden sich im Nordfelder Koog und ein weiteres unmittelbar nördlich der Maßnahmenfläche. Der Bestand zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn abnehmenden Trend, obwohl bei der Revierpaarzahl in der Maßnahmenfläche keine Veränderung auftrat (Tab. 1).

Im Süden der Maßnahmenflächen wurde 2014/15 ein 27 ha großer Polder angelegt und mit Hilfe einer Pumpe geflutet. Er wurde von drei Uferschnepfenpaaren sofort nach ihrer Ankunft aus den Überwinterungsgebieten angenommen, nachdem dieser Bereich in den Vorjahren nie besiedelt war (Abb. 7). Möglicherweise hatten sich Paare, die zuvor unmittelbar nördlich gebrütet hatten, in den nun für Uferschnepfen besser geeigneten Polder umgesiedelt. Neben dem Bau des Polders wurden zur Brut-saison 2015 weiterhin unter anderem 7500 m Gräben aufgeweitet und 6500 m er-tüchtigt, 60 ha Grünland mit starkem Bewuchs von Flatterbinsen gemulcht und über 6000 m Stacheldrahtzäune entfernt.

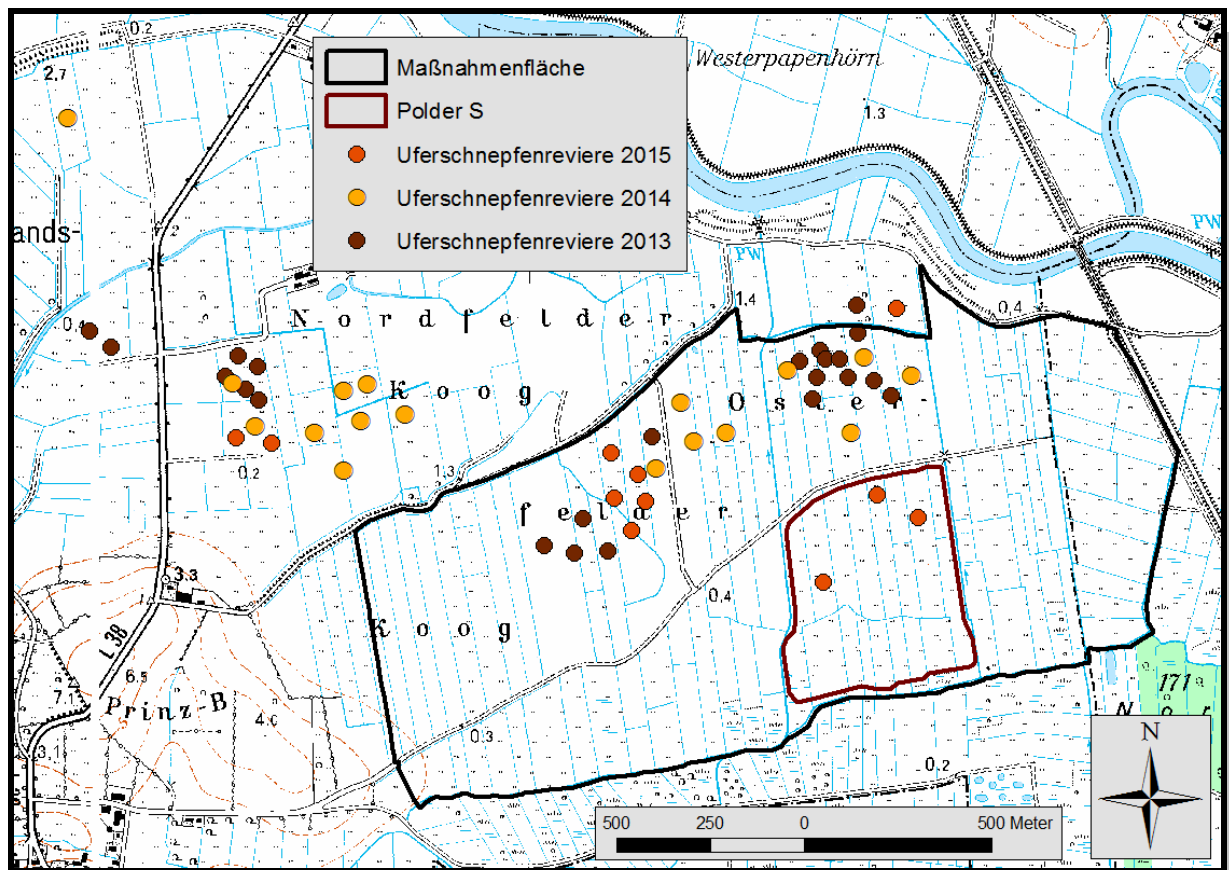


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2013-2015.

4.1.7 Alte Sorge-Schleife (08-ASS)

Im Gebiet Alte Sorge-Schleife etablierten 2015 zwei Uferschnepfenpaare je ein Revier (Abb. 8), nachdem hier 2013 kein und 2014 ein Paar gebrütet hatte. Ein Revier befand sich im Nordosten, wo vor der Brutsaison 2015 Gräben auf einer Länge von über 10 000 m ertüchtigt und auf einer Länge von über 8000 m aufgeweitet wurden. Ein weiteres Paar brütete im Südwesten, in einem erst im März 2015 fertiggestellten und gefluteten 11 ha umfassenden Polder. Das hier ansässige Paar konnte am 17. Juni heftig warnend angetroffen werden. Obwohl wegen der zu diesem Zeitpunkt hohen Vegetation keine Jungen beobachtet werden konnten, ist ein Bruterfolg wahrscheinlich.

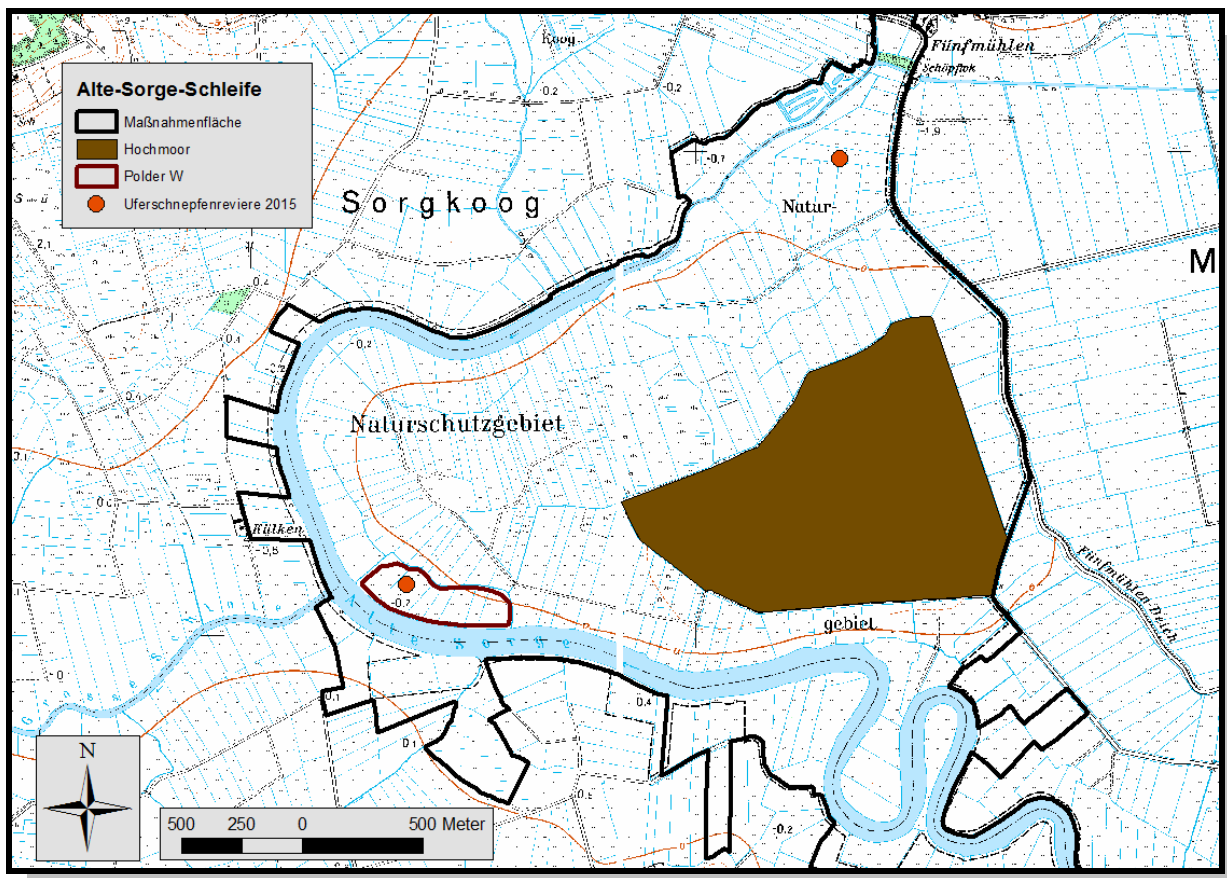


Abb. 8: Uferschnepfenreviere in der Alte Sorge-Schleife 2015.

4.1.8 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog waren 30 Uferschnepfenreviere etabliert. Von allen Gebieten erreichte hier die Dichte der Uferschnepfenpaare mit etwa 3,4 Reviere / 10 ha den höchsten Wert (Tab. 1), wobei die nördlichen und südlichen Bereiche jeweils nur spärlich besetzt waren (Abb. 9). Nicht eingeschlossen ist bei dieser Betrachtung ein Uferschnepfenrevier außerhalb der Maßnahmenflächen.

In der Fläche Poppenbüll Ost fand sich ein Revier (Abb. 10), in Poppenbüll West brüteten 2015 keine Uferschnepfen.

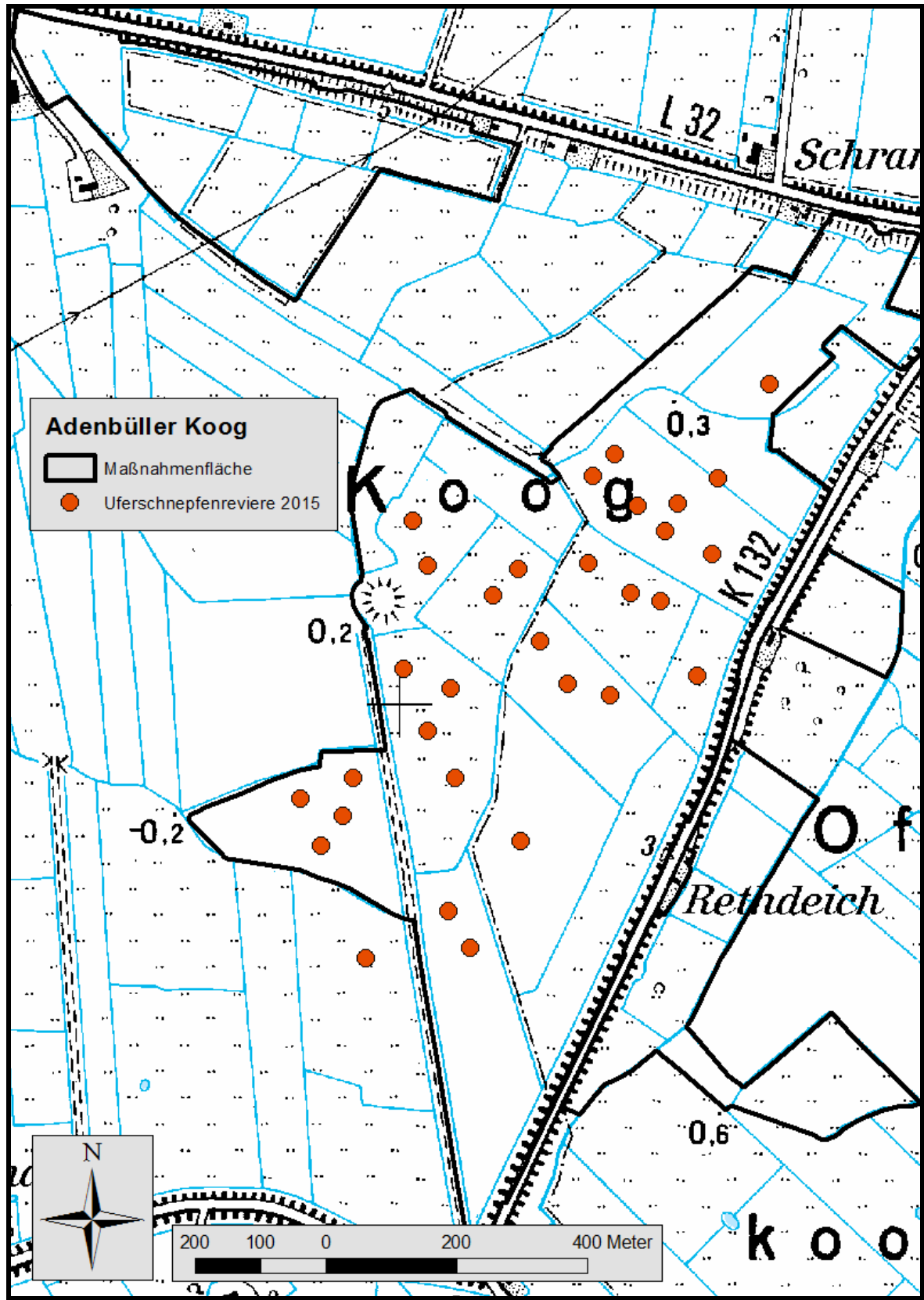


Abb. 9: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2015.

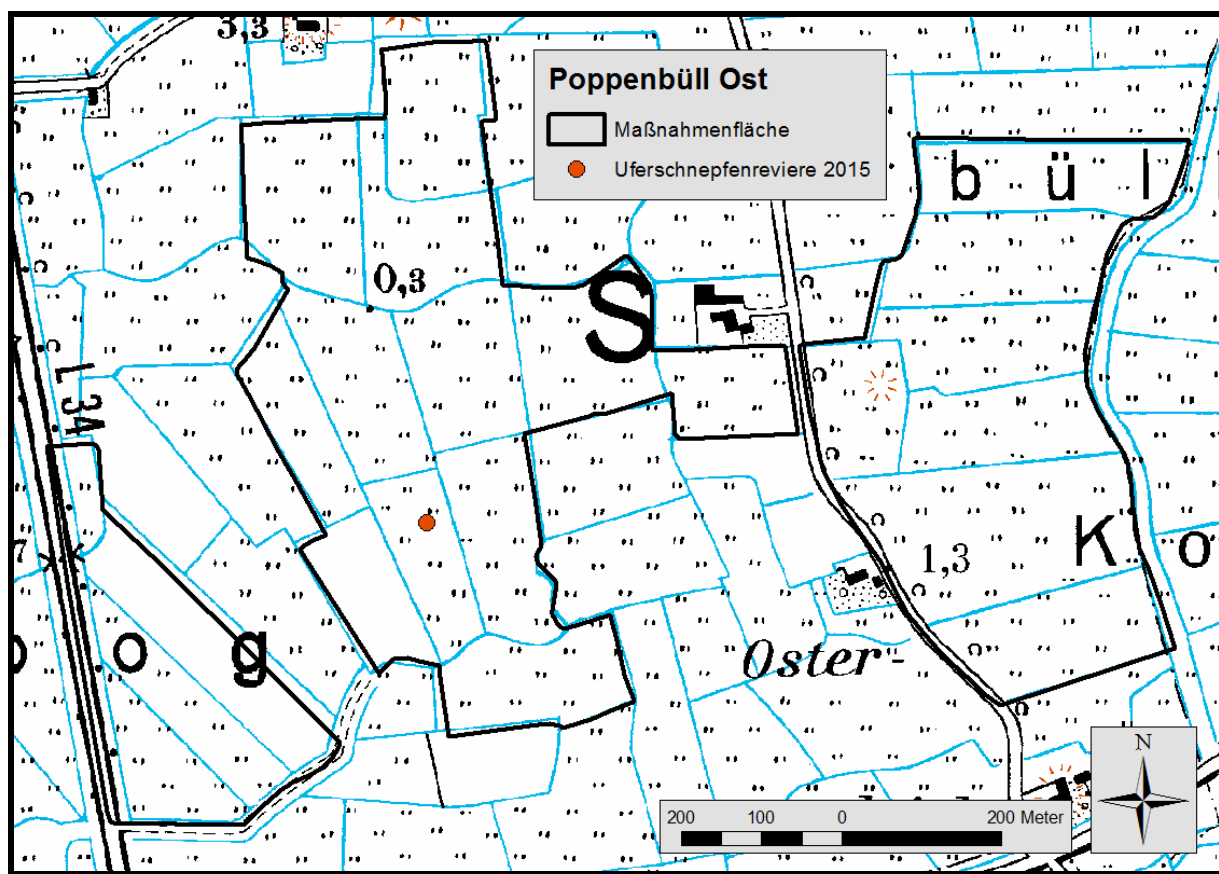


Abb. 10: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2015.

4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Teilgebiet Katinger Watt konnten 38 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 11). Dies entsprach einer Dichte von 0,9 Revieren / 10 ha Grünland. Die Dichten wiesen jedoch große Unterschiede zwischen den einzelnen Teilflächen auf. In den östlichen Flächen (NSG „Grüne Insel mit Eiderwatt“) fehlten Uferschnepfen völlig, im Naturinformationsareal fand sich nur ein Paar. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (32) wiesen die Eiderdammflächen auf (Abb. 11). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha² mit 2,4 Revieren / 10 ha den zweithöchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldenswörter Vorland etablierte sich 2015 ein Uferschnepfenpaar (Abb. 12). Es siedelte, wie auch schon die in den Vorjahren hier brütenden Paare, im nördlichen Bereich. Im südlichen Bereich, führten die Beweidung mit Robustrindern, Zaunabbau und die Mahd von 14 ha Schilf noch nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen. Hier

² Die Angabe zur Fläche unterscheidet sich von der in Bruns (2013), der sich auf einen von Wolff (unpubl.) ermittelten Wert bezieht, welcher allerdings nach Bruns (2013) damals vorhandene Sukzessionsflächen mit berücksichtige. Zusätzlich wurden, im Gegensatz zu Friedrich & Bruns (2001), auch Gebiete nördlich des Beobachtungsturms zu den Eiderdammflächen gezählt.

jagte aber auch regelmäßig ein Wanderfalkenpaar, das den Hochspannungsmast als Sitzwarte nutzte, der bis 2013 noch als Brutplatz gedient hatte (Salewski et al. 2013). Im Dithmarscher Vorland brüteten 2015, wie schon im Vorjahr, keine Uferschnepfen.

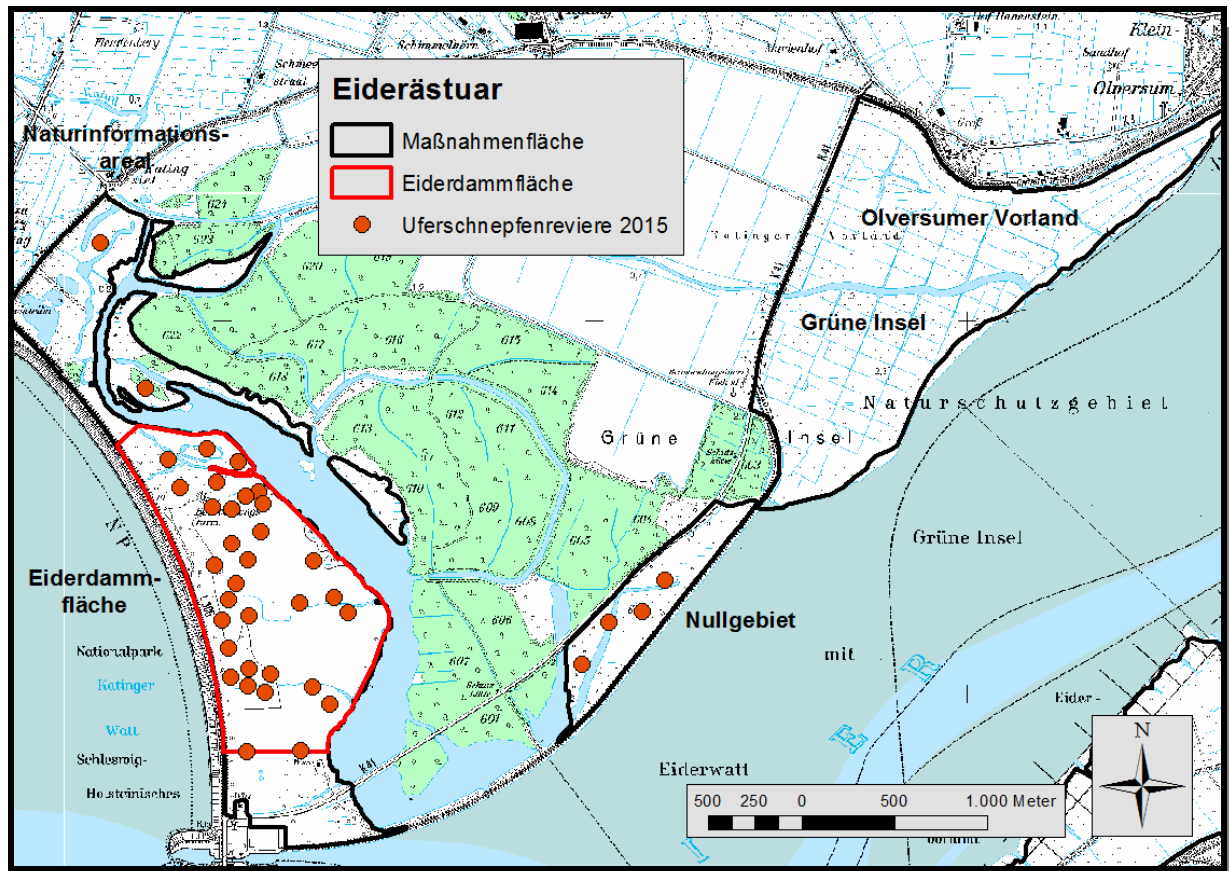


Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2015.

4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa Flächen seit 1980

Ein Vergleich mit früheren Kartierungen zeigt, dass die Bestände in den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 13). Diese längerfristigen Trends sind oft unabhängig von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Ein Beispiel sind die starken Rückgänge der Bestandszahlen zwischen 2013 und 2015 im Katinger Watt und im Ostermoor, die aber den langfristigen positiven Trend in diesen Projektgebieten noch nicht beeinflussen. Gleiches gilt für den Beltringharder Koog, wo die Revierpaarzahl leicht unter dem Vorjahreswert lag. Der in den letzten Jahren negative Trend im Rickelsbüller Koog und im Hauke-Haien-Koog setzte sich auch 2015 fort (Abb. 13). Auffällig sind weiterhin die gegenläufigen Trends im Speicherkoog Nord und im Speicherkoog Süd. Ob es sich hierbei um Umsiedlungen langlebiger Brutvögel über eine relativ kurze Distanz handelt, muss offen bleiben, da im Speicherkoog Nord, bis auf eine Ausnahme, keine Uferschnepfen beringt wurden.

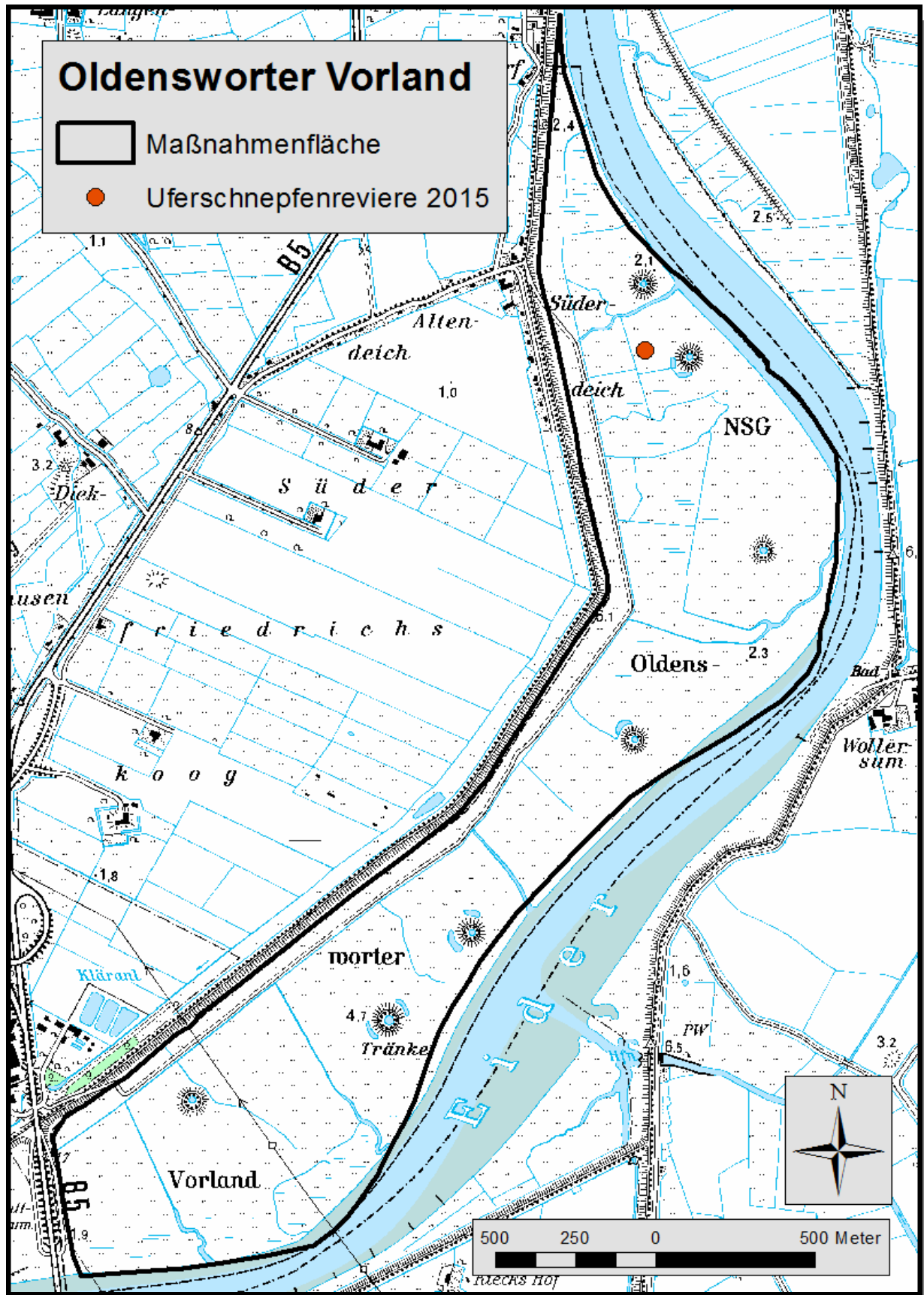


Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Oldenswörter Vorland 2015.

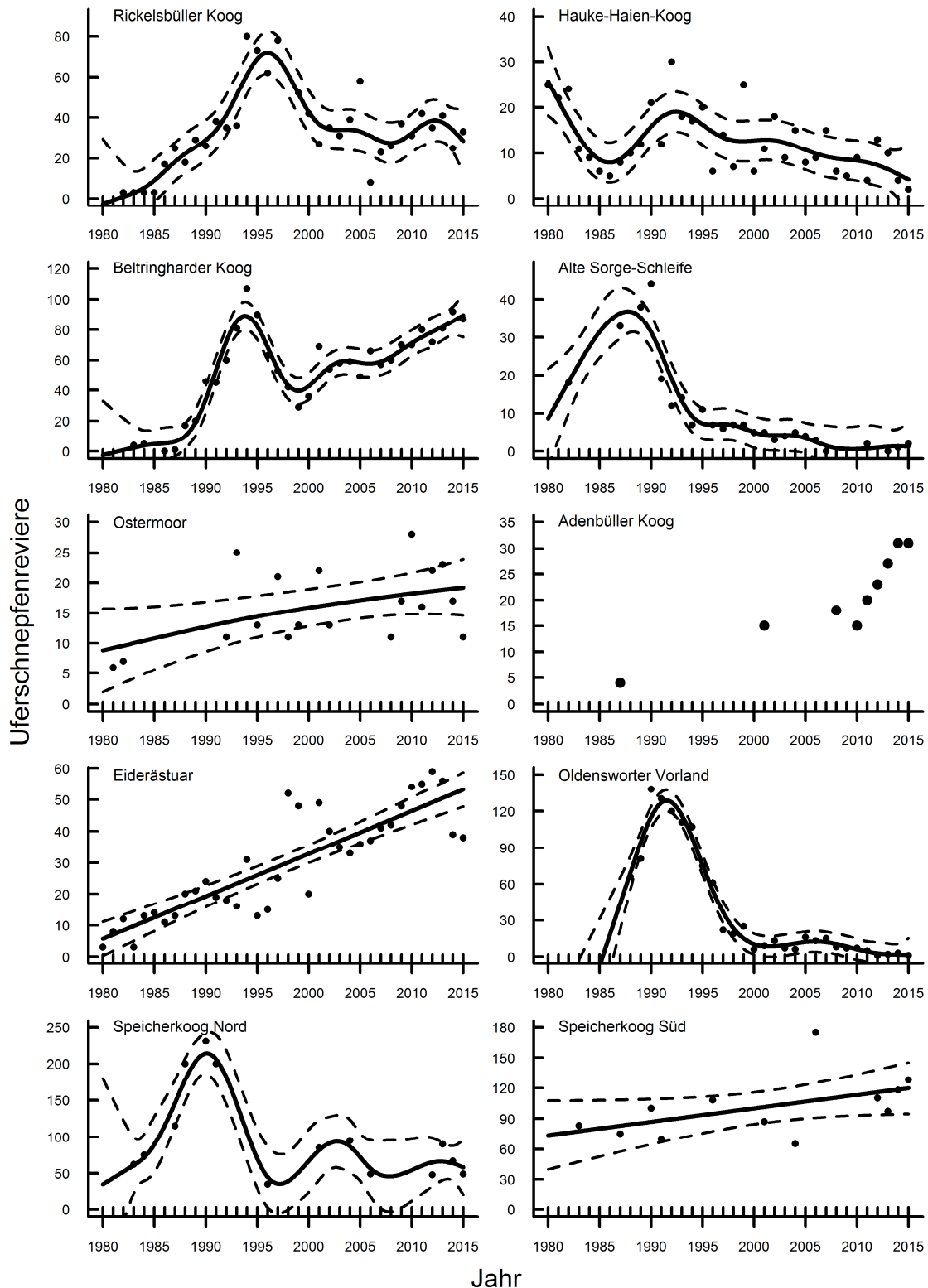


Abb. 13: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa Flächen 1980–2015. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf diese beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additivem Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95% Konfidenzintervalle. Aus dem Adenbüller Koog liegen nicht genügend Daten vor, um einen Trend zu berechnen. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

4.3. Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Schlupferfolg

Insgesamt wurden in den vier intensiv bearbeiteten Gebieten 123 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon fand sich im Beltringharder Koog (50, Abb. 14) und im Speicherkoog Süd (54, Abb. 15), aber nur drei im Ostermoor plus eines außerhalb der Maßnahmenfläche (Abb. 16); im Adenbüller Koog waren es 15 (Abb. 17). Der Schlupferfolg war im Allgemeinen niedrig (Tab. 2). Im Ostermoor wurden drei der vier gefundenen Gelege nach wenigen Tagen prädiert (Abb. 16) und im Adenbüller Koog gingen zwölf der 15 gefundenen Gelege vor dem Schlupf verloren. Im Beltringharder Koog kamen 18 von 50 Gelegen zum Schlupf, im Speicherkoog Süd 16 von 54. Bei einem zusätzlichen Gelege ist Schlupf möglich. Zum ungefähren Schlupfzeitpunkt konnte das Gelege nicht mehr gefunden werden, da eine Fahrspur durch den Neststandort ging, allerdings wurde in der Nähe die Schale eines geschlüpften Eis gefunden. Das betreffende Gelege wurde trotzdem als „Schicksal unbekannt“ (Tab. 2) eingestuft, weil die Schale auch von einem anderen Nest stammt haben könnte.

Tab. 2: Anzahl der gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die Verlustursachen.

Gebiet	Gelege	Schlupf	unbekannt	Verlust				
				Prädation	Viehtritt	Aufgabe	„taube“ Eier	unbekannt
Beltringharder Koog	50	18		28	-	1	1	2
Speicherkoog Süd	54	16	1	34	1	1		1
Ostermoor	3 (+1)*	1		2 (+1)*	-	-		-
Adenbüller Koog	15	3		8	1	1		2

*Ein Gelege wurde außerhalb der Maßnahmenflächen gefunden.

Die mit Abstand häufigste Verlustursache war mit 74 Fällen (87%) Prädation, was dem Vorjahreswert entspricht. Hierzu könnten aber auch zwei zusätzliche Gelege gehören, die beim Fund im Speicherkoog Süd zwei und im Adenbüller Koog ein Ei enthielten, aber schon aufgegeben waren. Die Überwachung von Nestern mittels Kameras (siehe unten) zeigte, dass Gelege nach einer Teilprädation oft aufgegeben werden, was auch hier der Fall gewesen sein könnte. Im Beltringharder Koog wurde zusätzlich ein Gelege während der Bebrütungsphase aus unbekanntem Grund aufgegeben. Zwei Gelege im Adenbüller Koog konnten vom Auto aus beobachtet und damit auch das vorzeitige Ende der Brut festgestellt werden. Nach dem Auftrieb eines aggressiven Bullen war eine direkte Kontrolle jedoch nicht mehr möglich, wodurch die Verlustursache unbekannt blieb. Viehtritt spielte mit zwei Fällen nur eine sehr untergeordnete Rolle, was jedoch auch darauf zurückzuführen ist, dass die meisten Projektflächen zur Brutzeit nicht beweidet werden.

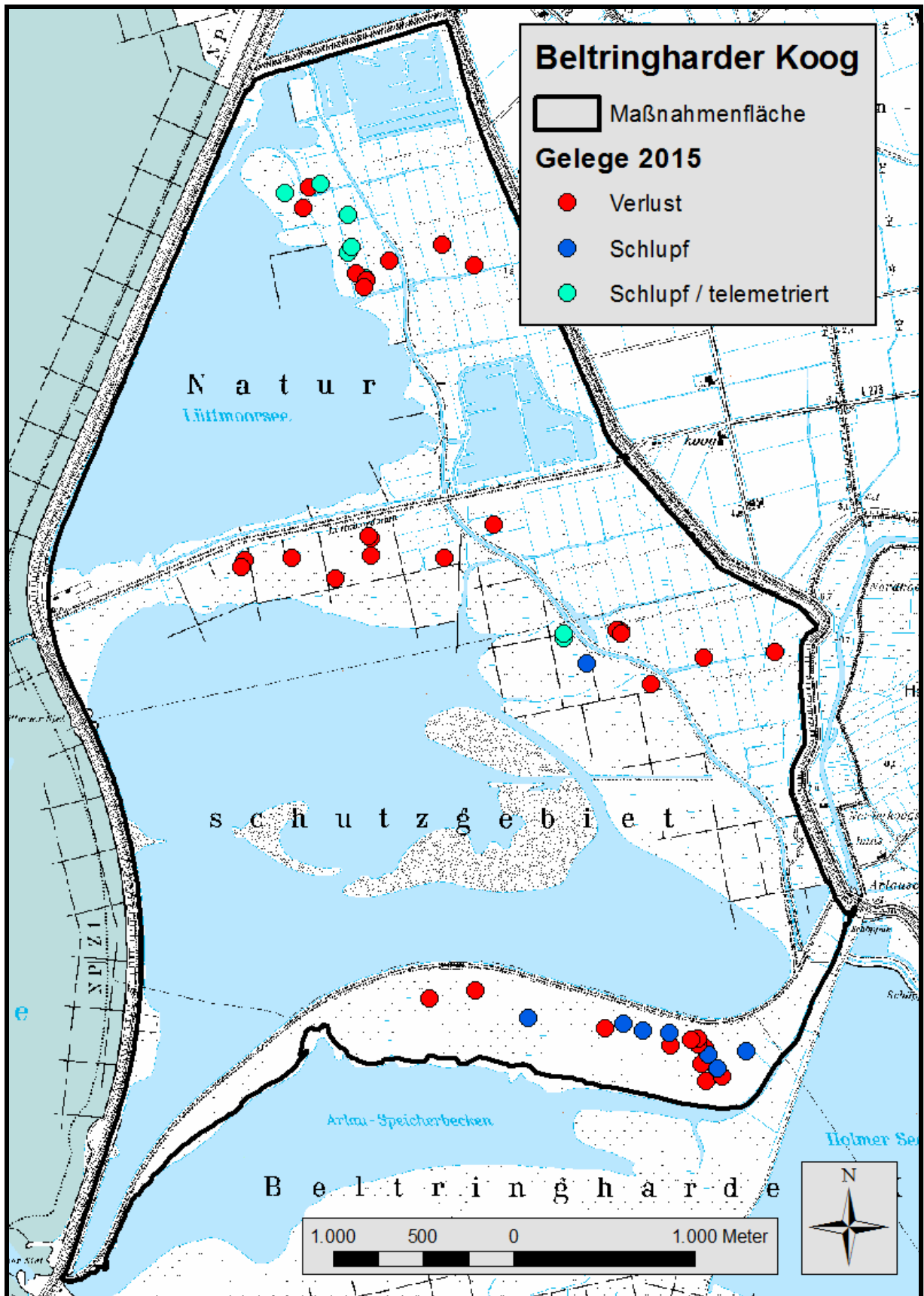


Abb. 14: Im Beltringharder Koog 2015 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

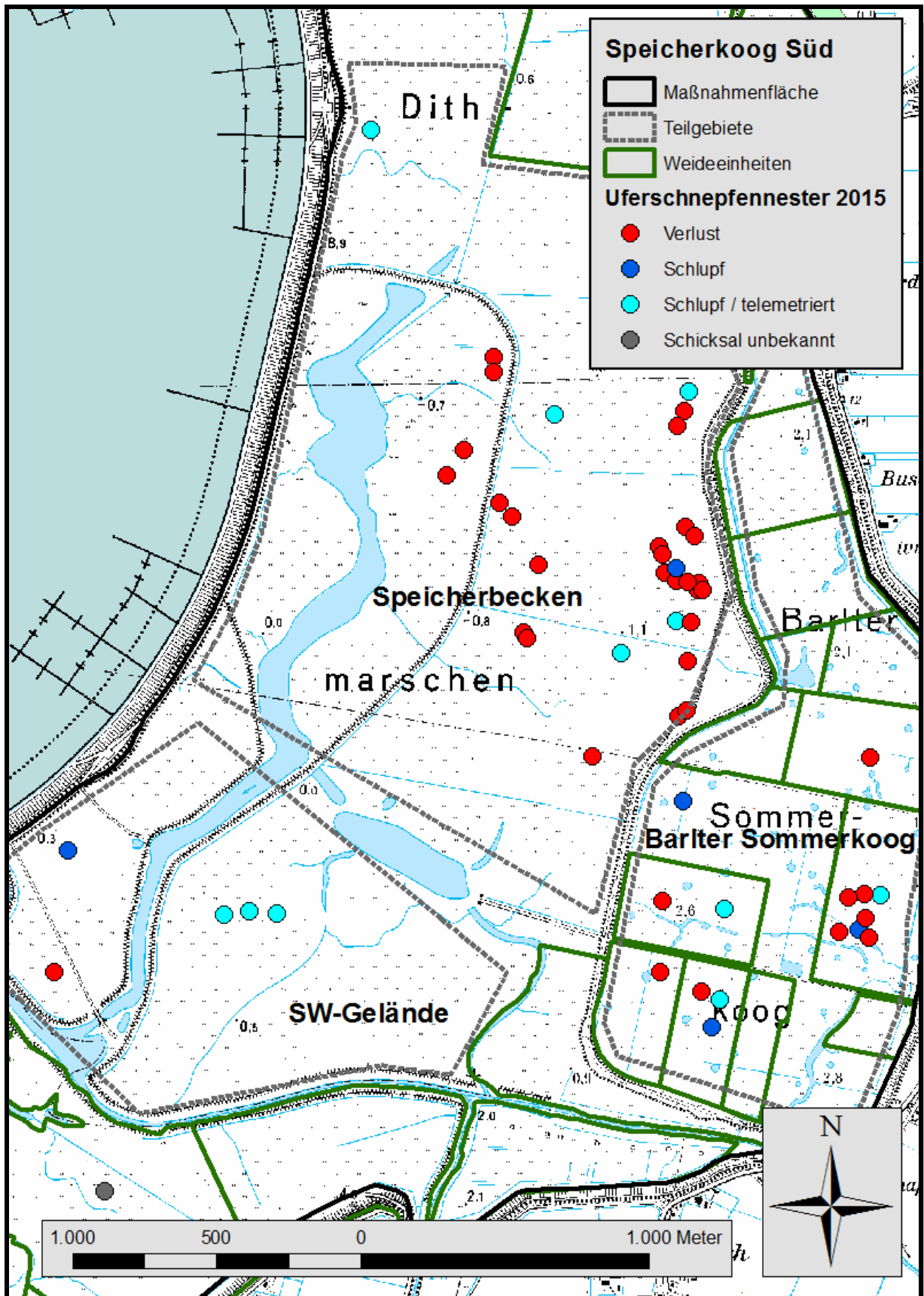


Abb. 15: Im Speicherkoog Süd 2015 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

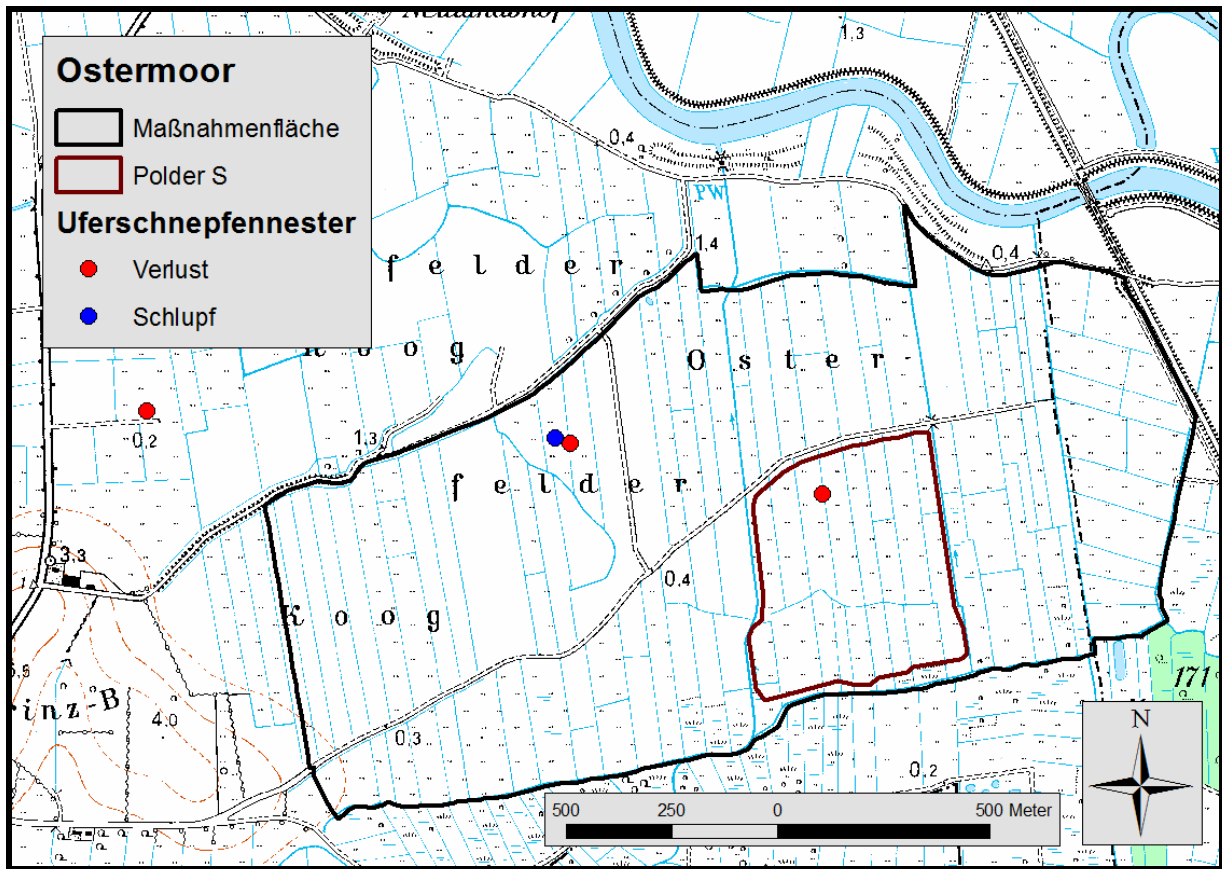


Abb. 16: Im Ostermoor 2015 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Von den sechs Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten erklärte das Modell, das einen zeitlichen Trend der Überlebenswahrscheinlichkeiten berücksichtigte, die Daten nur unwesentlich besser als das Modell, das von einer konstanten täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging ($\Delta AIC_C = 0,19$; Tab. 3). Demnach ergaben sich keine Unterschiede zwischen den Gebieten und die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten nahmen im Laufe der Saison stetig zu. Die durchschnittliche Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Brutsaison und über alle Gebiete betrug danach $0,929 \pm 0,008$, was einer Wahrscheinlichkeit bis zum Schlupftag zu überleben von 13,7% entsprach. Die durchschnittliche tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Saison betrug nach dem $\Phi_{(\text{Gebiet})}$ -Modell $0,915 \pm 0,025$ für den Adenbüller Koog und $0,930 \pm 0,039$ für das Ostermoor. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche Wahrscheinlichkeit für ein Gelege, bis zum Schlupftag zu überleben, von 9% bzw. von 14%.

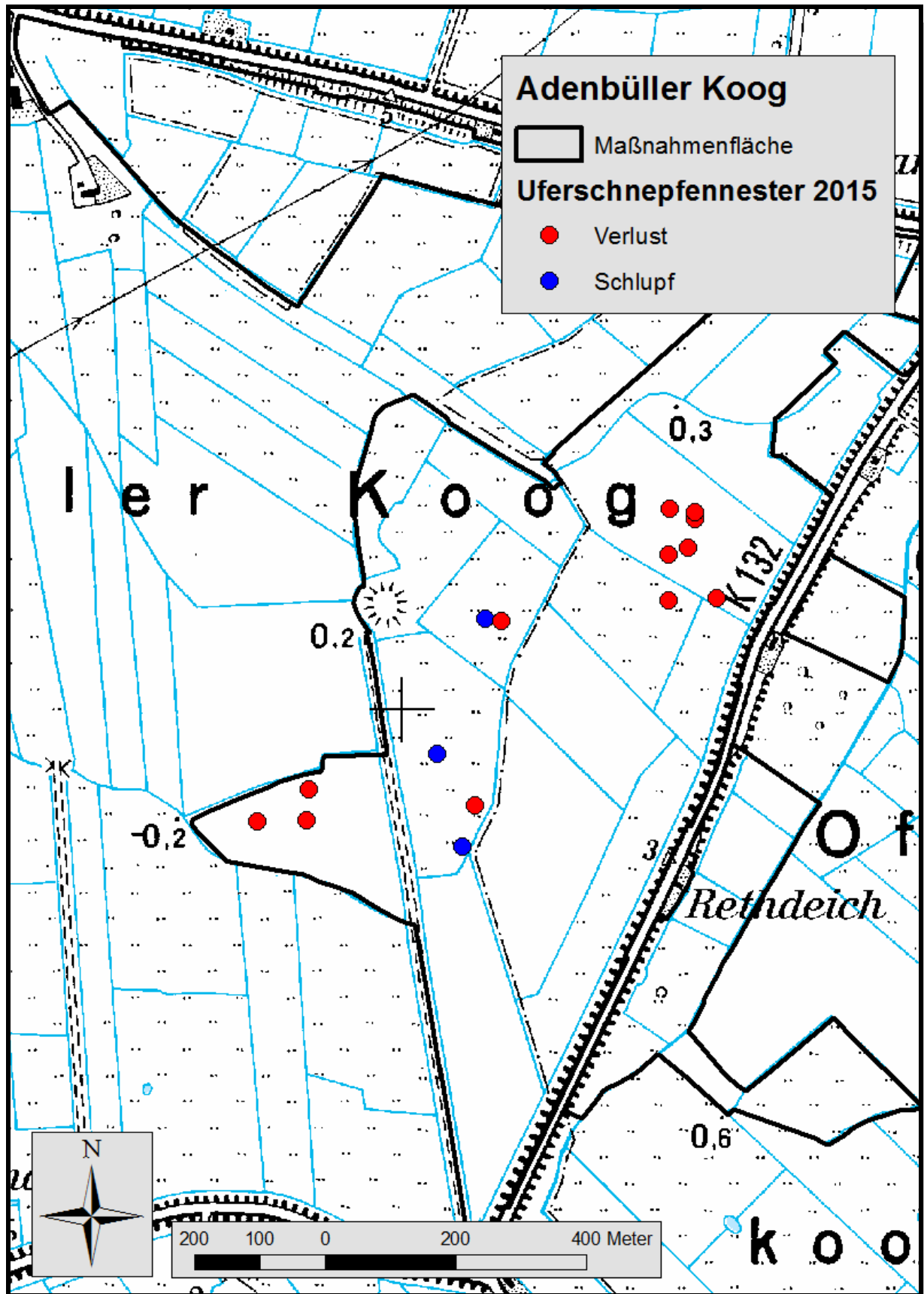


Abb. 17: Im Adenbüller Koog 2015 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Aus den Gebieten Adenbüller Koog (14 Gelege) und Ostermoor (4 Gelege) gingen nur wenige Daten in die Analyse ein. Wenn nur Daten aus dem Beltringharder Koog und dem Speicherkoog Süd (jeweils 49 Gelege) berücksichtigt wurden, ergab sich ein differenzierteres Bild. Die Reihenfolge der Modelle war zwar die gleiche wie in Tab. 3, die Modelle $\phi_{(\text{Gebiet})}$ und $\phi_{(\text{T}+\text{Gebiet})}$ hatten in diesem Fall jedoch einen ΔAIC_C von 0,84 und von 1,13. Sie erklärten damit die Daten ebenso gut wie die Modelle $\phi_{(\text{T})}$ und $\phi_{(.)}$. Ein „model-averaging“ über diese vier Modelle, bei dem zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten die Modelle gemäß ihrer AIC_C -Werte gewichtet werden (Cooch & White 2008), ergab, dass die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in beiden Gebieten stetig während der Saison zunahmen und dass sie im Beltringharder Koog über denen im Speicherkoog Süd lagen (Abb. 18). Die durchschnittliche tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Saison betrug nach dem $\Phi_{(\text{Gebiet})}$ – Modell $0,940 \pm 0,010$ für den Beltringharder Koog und $0,921 \pm 0,013$ für den Speicherkoog Süd. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche Wahrscheinlichkeit für ein Gelege, bis zum Schlupftag zu überleben von 20% bzw. von 12%.

Tab. 3: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in vier Projektgebieten. Dargestellt sind das Akaike Informationskriterium (AIC_C), ΔAIC_C , das AIC_C -Gewicht (AIC_C W) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC_C	ΔAIC_C	AIC_C W	N Parameter
$\Phi_{(\text{T})}$	420,69	0,00	0,47	2
$\Phi_{(.)}$	420,89	0,19	0,43	1
$\Phi_{(\text{Gebiet})}$	424,96	4,27	0,06	4
$\Phi_{(\text{T}+\text{Gebiet})}$	425,51	4,82	0,04	5
$\Phi_{(t)}$	512,52	91,83	<0,01	74
$\Phi_{(t+\text{Gebiet})}$	517,65	96,95	<0,01	77

Von 76 durch Kameras überwachten Gelegen kamen 25 zum Schlupf, eines fiel Viehtritt zum Opfer (Auftrieb nach Installation der Kamera), eine Brut wurde aufgegeben und bei einem Gelege waren die Eier unbefruchtet (Tab. 4). Prädiert wurden 49 Gelege, wobei in zehn Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst wurde. Als Prädatoren konnten in 19 Fällen ein Fuchs *Vulpes vulpes*, in elf Fällen ein Iltis *Mustela putorius* und in drei Fällen Marderhunde *Nyctereutes procyonoides* bestätigt werden. Als bisher noch nicht im Rahmen des Projekts nachgewiesene Prädatoren trat in zwei Fällen ein Dachs *Meles meles* und in einem Fall eine Wanderratte *Rattus norvegicus* auf. Fast alle dokumentierten Verluste durch Prädation fanden in der Nacht und durch karnivore Säuger statt. Der Verlust eines Geleges im Speicherkoog Süd ist aber auf einen Seeadler *Haliaeetus albicilla* zurückzuführen. Auffällig ist, dass das Übergewicht des Fuchses vor allem auf seine Dominanz im Speicherkoog Süd zurückzuführen ist, wo er aber nicht so stark überwog wie in den Vorjahren. Vor allem zu Beginn der Brutsaison fiel dort auch eine große Zahl von Gelegen dem Iltis

zum Opfer. Der Marderhund, der im Vorjahr im Beltringharder Koog der Hauptpräda-
tor von Gelegen war, trat hier in diesem Jahr kaum in Erscheinung, im Speicherkoog
Süd konnte er gar nicht nachgewiesen werden. Auffällig war im Beltringharder Koog
die relativ hohe Zahl von Verlusten, von denen die Kameras keine Bilder machten.
Die Auswertung der Aufnahmen zeigte jedoch auch in diesen Fällen, dass die Gele-
ge in der Nacht verloren gingen. Ob dies auf Prädation durch sehr kleine Säuger, wie
die in einem Fall nachgewiesene Wanderratte zurückzuführen ist, muss allerdings
spekulativ bleiben.

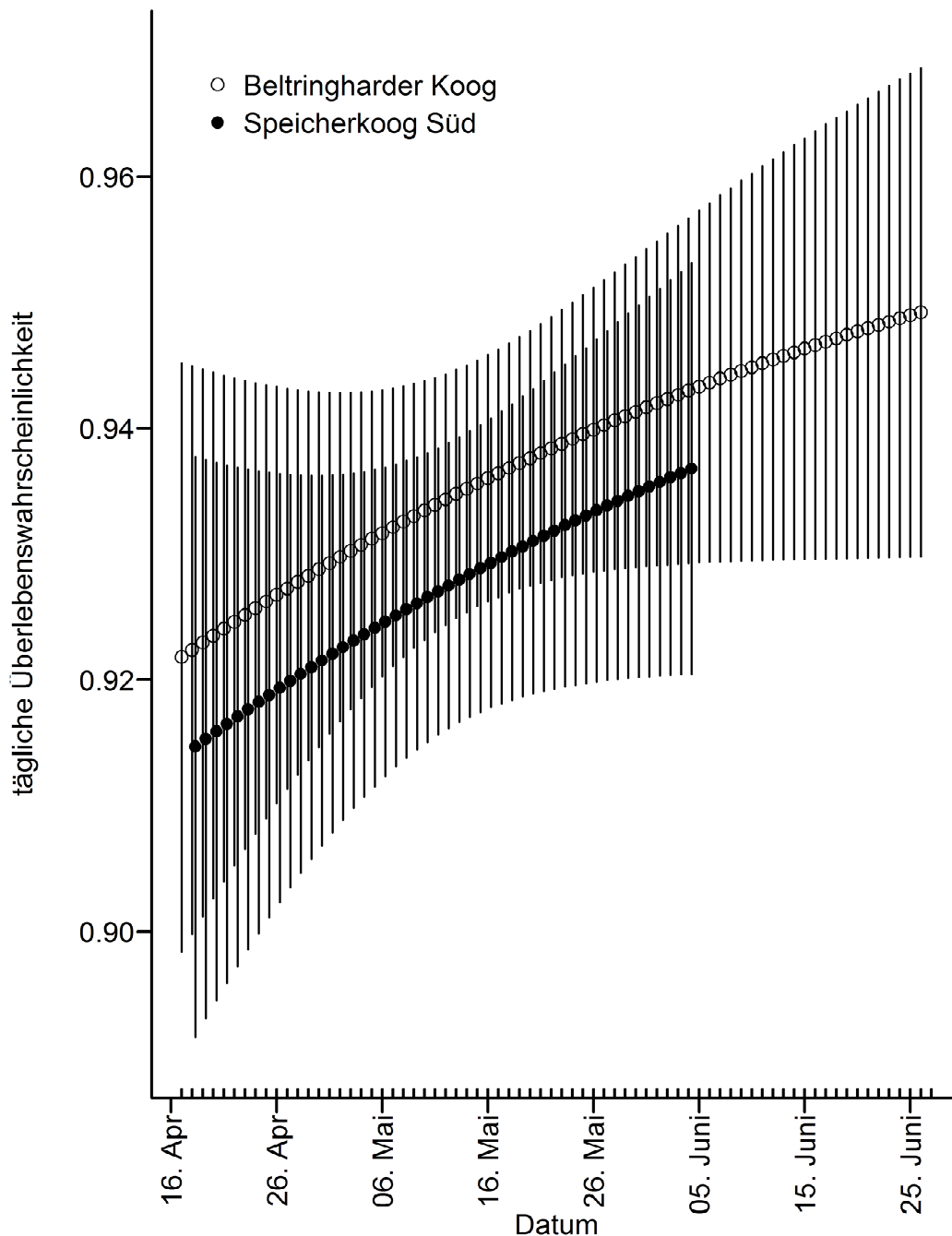


Abb. 18: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd.

Tab. 4: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras.

Gebiet	Gelege	Schlupf	Techn. Defekt	Verlust durch									
				Fuchs	Illitis	Marderhund	Dachs	Ratte	Seeadler	Viehrtritt	Aufgabe	Unbekannt	„taube“ Eier
Beltringharder Koog	34	16	-	4	-	3	2	1	-	-	1	6	1
Speicherkoog Süd	37	8	-	13	10	-	-	-	1	1	-	4	-
Ostermoor	1 (1*)	1	-	(1*)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Adenbüller Koog	3	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe	75 (+1*)	25	1	18 (+1*)	11	3	2	1	1	1	1	10	1

* außerhalb der Maßnahmenflächen.

4.3.2 Kükentelemetrie

Im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog wurden junge Uferschnepfen telemetriert. Von den insgesamt 52 telemetrierten Küken verloren zwei den Sender vorzeitig (Tab. 5). Mehr als die Hälfte der besenderten Küken (33) verschwand spurlos, obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht und die in den Kögen bekannten Fuchsbaue sowie die aktiven Horste von Kolkrabe *Corvus corax*, Habicht *Accipiter gentilis* und Mäusebussard *Buteo buteo* regelmäßig zur Sendersuche aufgesucht wurden. Die Suche bei außerhalb der Köge bekannten Wiesen- und Rohrweihenbruten (*Circus pygargus*, *C. aeruginosus*) erbrachte ebenfalls keine Ergebnisse.

Im Beltringharder Koog konnte in keinem Fall die Verlustursache nachgewiesen werden (Tab. 5). Zwei Sender sind wahrscheinlich vorzeitig abgefallen. In einem Fall ist dies belegt, da das entsprechende Küken später lebend beobachtet und anhand seiner Farbringe identifiziert werden konnte (B. Klinner-Hötter, pers. Mitt.). Eine Familie hielt sich lange in einer von Bullen beweideten sehr großen Parzelle auf, wo sie sich außerhalb der Reichweite des Empfängers befand. Eines der Küken wurde jedoch nach Beobachtungen der farbberingten Eltern und eines Kükens mit Metallring sicher flügge (B. Klinner-Hötter, pers. Mitt.). Im Speicherkoog Süd konnte auf das Schicksal von Küken durch Funde in Habicht- und Mäusebussardhorsten, sowie an zwei Fuchsbauen geschlossen werden. Auf einen kleinen Raubsäuger wies der Fund von Kükenresten neben einem Sender hin. In einigen Fällen wurden die Sender ohne

weitere Spuren gefunden. Darauf, dass diese nicht unbedingt vom Küken abgefallen waren, wiesen zwei Fälle in 2014 hin, in denen der Metallring, mit dem die Küken beim Besondern versehen wurden, ebenfalls neben dem Sender gefunden wurde (Salewski et al. 2014). Einer der drei im Gelände gefundenen Sender befand sich relativ nah an einem aktiven Fuchsbau und könnte daher auch von dem vom Fuchs eingetragenen Küken abgefallen sein. Dass Sender von Füchsen erbeuteter und zum Bau getragener Küken nicht immer gefunden werden, zeigen die oben beschriebenen Fälle.

Tab. 5: Verbleib der Sender bzw. der mit Telemetriesendern ausgestatteten 52 Küken.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Beltringharder Koog
Sender vorzeitig abgefallen	-	2
Sender spurlos verschwunden	17	17
Prädation durch Mäusebussard	4	-
Prädation durch Habicht	1	-
Prädation durch Fuchs	5	-
Prädation durch Kleinraubsäuger	1	-
Sender im Gelände gefunden/Prädation	3	-
Flügge	1	1 (+2)*
Summe	32	20

*Sender vorzeitig verloren aber das Küken später lebend anhand der Farbringe identifiziert, bzw. beringtes Küken auf einer Bullenweide beobachtet, wo die Entfernung zu groß war, um ein Signal zu empfangen.

Bei der Auswertung der Telemetriedaten mittels „nest-survival“ Modellen wurden die beiden Küken mit einbezogen, von denen eines den Sender verloren hatte und eines bis zum flügge werden nur beobachtet aber nicht telemetriert werden konnte (Tab. 5). Dies ist methodisch problematisch, aber da diese beiden Küken sicher überlebt haben, würde ein Ignorieren zu einer deutlichen Unterschätzung der wahren täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit führen. Zu einem Vergleich mit Modellen, die diese beiden Küken nicht berücksichtigen, siehe unten und Schütze (2016).

Von den zwölf Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Modell $\Phi_{(T+\text{Gebiet}+\text{Alter})}$ am besten durch die Daten gestützt (Tab. 6). Demnach nahmen die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken im Laufe der Saison stetig ab, mit zunehmendem Alter zu und lagen im Beltringharder Koog über denen des Speicherkoogs Süd. Werden exemplarisch die Überlebenswahrscheinlichkeiten, den ersten, den 10. und den 20. Tag zu überleben betrachtet, zeigt sich, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit gerade geschlüpfter Küken wesentlich stärker im Laufe der Saison sinkt als die älterer Küken (Abb. 19).

Die Analyse der Überlebenswahrscheinlichkeiten zeigt, dass neben dem „besten“ Modell auch drei weitere Modelle durch die Daten annähernd gleich gut gestützt

werden ($\Delta AIC_C < 2$, Tab. 6). Mit diesen vier Modellen wurde ein „model averaging“ durchgeführt. Die daraus resultierenden Werte zeigten ebenfalls eine höhere tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken im Beltringharder Koog an (Abb. 20). Der ansteigende Trend im Verlauf der Brutsaison ist dabei auf den zunehmenden Anteil älterer Küken zurückzuführen und nicht auf eine generelle Abnahme der Faktoren, die die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit negativ beeinflussen.

Während im Beltringharder Koog mit der Ausnahme von zwei Gelegen im Bereich „Salzwasserlagune“ nur Küken im Gebiet „Lüttmoorsee“ (Abb. 4, 14) telemetriert wurden (die aber auch z. T. in das „NO-Feuchtgrünland“, in das „SO-Feuchtgrünland“ und in das Gebiet „Salzwasserlagune“ abwanderten), war dies im Speicherkoog Süd in drei Teilbereichen der Fall (Abb. 15). Da keines der telemetrierten Küken das entsprechende Teilgebiet verließ, konnten die Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Gebieten geschätzt werden, allerdings bei einer geringen Anzahl von Küken je Teilgebiet. Die durchschnittliche tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit unterschied sich deutlich zwischen den Teilgebieten und betrug im Barlter Sommerkoog ($n = 7$) 0, da keines der telemetrierten Küken den ersten Tag überlebte. Im Speicherbecken ($n = 16$) betrug die tägliche durchschnittliche Überlebenswahrscheinlichkeit $0,874 \pm 0,030$ und im SW-Gelände ($n = 9$) $0,900 \pm 0,032$.

Tab. 6: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von telemetrierten Uferschnepfenküken unter Berücksichtigung aller Küken, siehe Tab. 3 für Details.

Modell	AIC _C	ΔAIC_C	AIC _{CW}	N Parameter
$\Phi_{(T+Gebiet+Alter)}$	234,18	0,00	0,27	4
$\Phi_{(T+Alter)}$	234,36	0,18	0,25	3
$\Phi_{(Gebiet+Alter)}$	234,48	0,30	0,24	3
$\Phi_{(Alter)}$	235,10	0,93	0,17	2
$\Phi_{(Gebiet)}$	238,21	4,03	0,04	2
$\Phi_{(T+Gebiet)}$	240,16	5,99	0,01	3
$\Phi_{(.)}$	240,33	6,15	0,01	1
$\Phi_{(T)}$	242,30	8,13	0,00	2
$\Phi_{(T)}$	293,08	58,90	0,00	53
$\Phi_{(t+Gebiet+Alter)}$	293,16	58,99	0,00	54
$\Phi_{(t+Gebiet)}$	296,37	62,19	0,00	53
$\Phi_{(t)}$	297,99	63,82	0,00	52

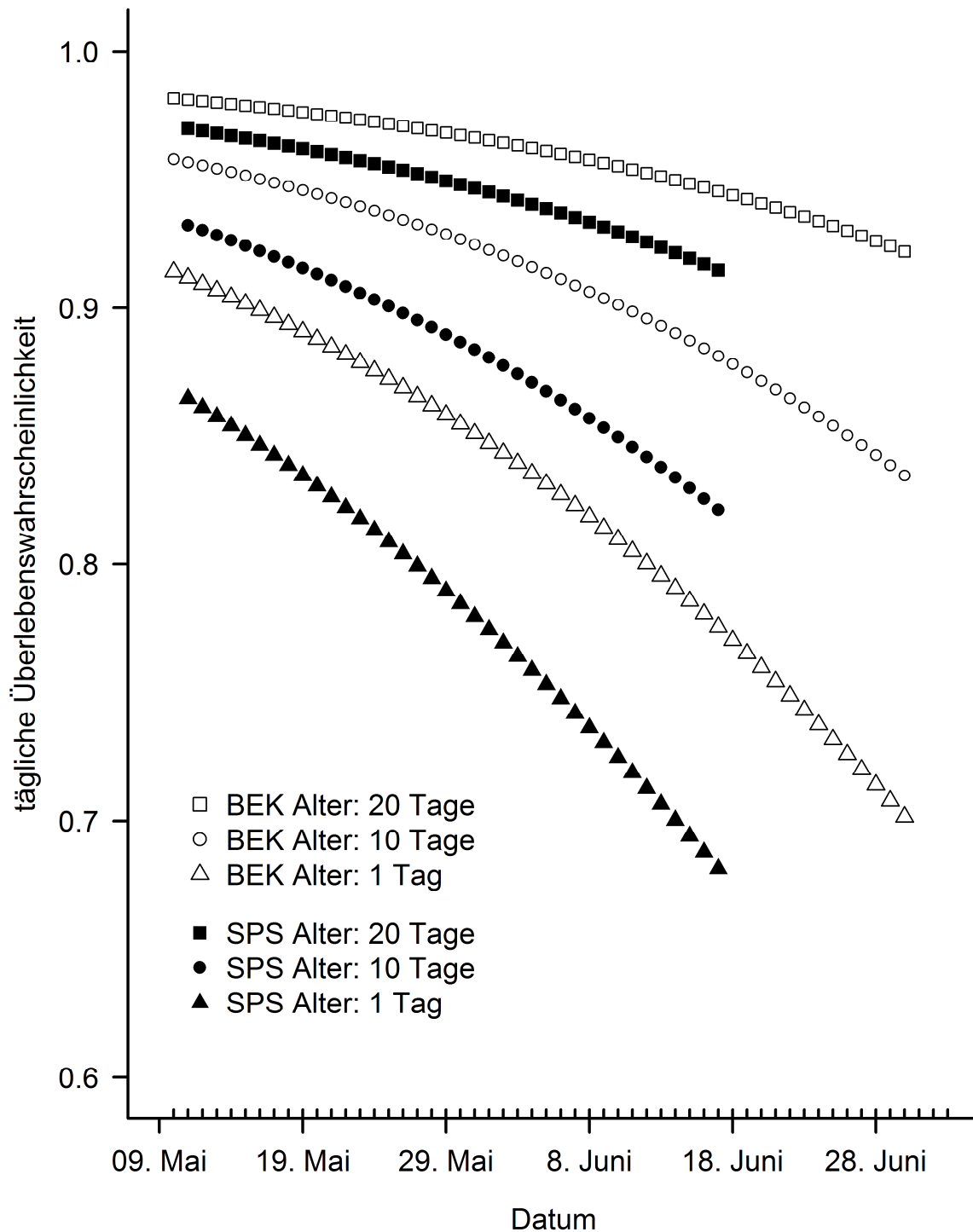


Abb. 19: Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd (SPS) und Beltringharder Koog (BEK) 2015 in Abhängigkeit ihres Alters und des Datums. Berechnung der Daten anhand der β -Werte des Modells $\Phi_{(T+G+Alter)}$ (Tab. 6). Auf die Darstellung der Standardfehler (se) wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Anfang und Ende der Zeitreihen wird in den jeweiligen Gebieten durch das erste telemetrierte Küken und den Tag des letzten Nachweises eines telemetrierten Kükens bestimmt.

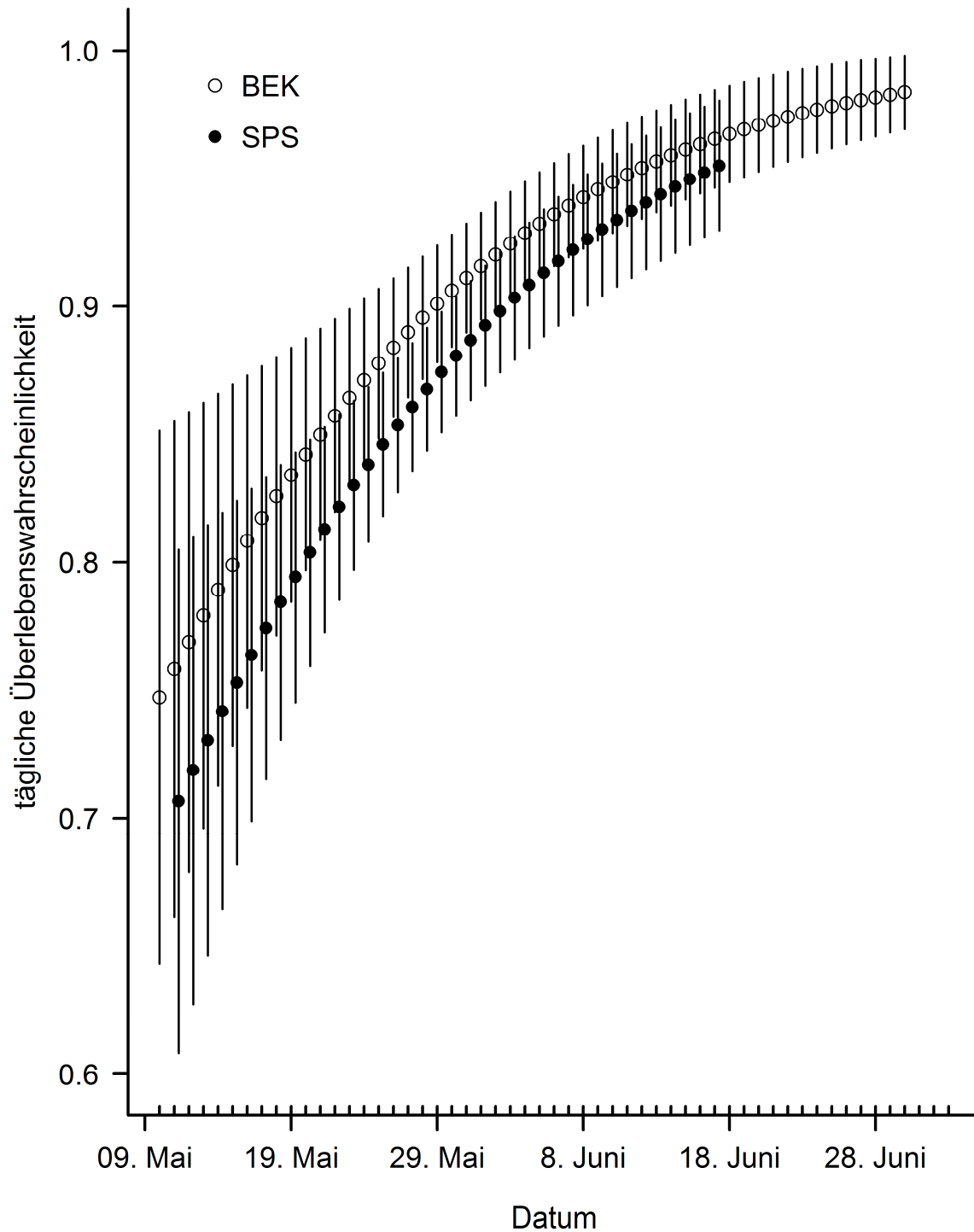


Abb. 20: Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd (SPS) und im Beltringharder Koog (BEK) nach einem „model averaging“ der „besten“ vier Modelle aus Tab. 6. Beachte, dass die Zunahme der Überlebenswahrscheinlichkeiten über die Saison durch den steigenden Anteil älterer Küken bedingt ist (vergl. Abb. 19). Fehlerbalken: Standardfehler.

4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in einigen Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Ostermoor wurde zur Hauptführungszeit der Jungen ein warnendes Uferschnepfenpaar im Bereich des neuen Polders festgestellt, wo anschließend auch zwei flügge Jungvögel beobachtet wurden (Tab. 7). Dies entspricht 0,25 flüggen Jungen / Revierpaar bezogen auf die Reviere innerhalb der Maßnahmenfläche. Wenn auch die Revierpaare außerhalb der Maßnahmenfläche berücksichtigt werden, betrug der Bruterfolg 0,18 flügge Junge / Revierpaar.

Im Adenbüller Koog wurden drei flügge Jungvögel beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,1 flügge Junge / Revierpaar entsprechen würde. Gegen Ende der Kükenführungszeit konnte am 26. Juni ein weiteres intensiv warnendes Paar beobachtet werden. Hohe Vegetation und der Aufenthalt auf einer Bullenweide verhinderten jedoch die Prüfung, ob flügge Jungvögel anwesend waren. Davon ist aufgrund des Verhaltens der Altvögel jedoch auszugehen.

Tab. 7: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen in den intensiv untersuchten Projektgebieten und Mindestbruterfolg [flügge Junge / Brutpaar].

Projektgebiet	flügge Jungvögel*	Bruterfolg
Beltringharder Koog	9	0,10
Speicherkoog Süd	21	0,16
Ostermoor	2	0,25 (0,18**)
Adenbüller Koog	3	0,10 (0,10**)

* Mindestzahl.

** unter Berücksichtigung der außerhalb der Maßnahmenflächen vorkommenden Paare.

Im Beltringharder Koog führten intensive Beobachtungen im Zusammenhang mit einer meist sehr kurzen Vegetation dazu, dass der Fortpflanzungserfolg gut zu bestimmen war. Insgesamt wurden hier neun flügge Junge beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,1 Jungen / Revierpaar entspricht (Tab. 7), einem Wert, der deutlich unter denen der Vorjahre lag (2013: 0,31; 2014: 0,38). Bei der niedrigen Zahl von erfolgreichen Paaren ist es nicht sinnvoll den Bruterfolg der einzelnen Teilflächen anzugeben, zumal die telemetrischen Untersuchungen und die Beobachtungen von Familien mit farbberingten Altvögeln zeigten, dass Jungvögel in mehreren Fällen aus einem Teilgebiet in ein anderes geführt wurden.

Im Speicherkoog Süd konnten durch aktive Suche in der Nähe warnender Paare 21 flügge Jungvögel festgestellt werden (Tab. 7), woraus sich ein Bruterfolg von 0,16 flügge Junge / Revierpaar ergibt. Dieser Wert liegt deutlich über dem des Vorjahres, als sich der Reproduktionserfolg auf annähernd Null belief.

Durch die Ermittlung des Schlupferfolgs und der Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken mittels Telemetrie kann der durchschnittliche Reproduktionserfolg pro Brutpaar geschätzt werden (Tab. 8). Er betrug 0,10 im Beltringharder Koog bei Berücksichtigung aller telemetrierten Küken. Bei der ausschließlichen Betrachtung der Telemetriedaten ohne die Berücksichtigung zweier noch länger beobachteter Küken (siehe Methode und Schütze 2016) ergäbe sich ein Wert von 0,04. Im Speicherkoog Süd ergab sich ein Reproduktionserfolg von 0,01. Die Analyse der Daten aus den verschiedenen Teilgebieten machte aber auffällige Unterschiede deutlich. Im Barlter Sommerkoog lag der geschätzte Bruterfolg bei 0 (Tab. 8). Neben der hohen Prädationsrate der Gelege lag dies auch daran, dass hier wahrscheinlich die meisten Küken von einem in einer Baumreihe südlich des Sommerkoogs brütenden Mäusebussardpaar erbeutet wurden. Alleine drei der vier in dem Horst gefundenen Telemetriesender stammten aus diesem Teilgebiet. Am höchsten war der geschätzte Bruterfolg mit 0,16 im SW-Gelände. Hier waren sowohl die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und der Küken als auch die Anzahl der geschlüpften Jungen je erfolgreichem Gelege von allen Teilgebieten am höchsten (Tab. 8). Allerdings wurden auch hier alle telemetrierten Küken prädiert, unter anderem fanden sich zwei Sender am oder in der Nähe eines Fuchsbaus südlich des Barlter Stroms.

Tab. 8: Schätzung des Bruterfolgs [flügge Junge / Brutpaar] aus der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und der Küken nach der Formel $\text{Bruterfolg} = U \times [1 + (V \times (1 - U))] \times L \times K$ (siehe Methoden). Für den Beltringharder Koog wurden einmal alle telemetrierten Küken berücksichtigt ($n = 20$) und einmal die beiden Küken nicht berücksichtigt, deren Überleben nur durch Beobachtungen festgestellt werden konnte ($n = 18$). Für den Speicherkoog Süd wurde neben dem Gesamtwert auch der Wert für drei Teilgebiete (Abb. 15) ermittelt.

Gebiet	U	V	L	K	Bruterfolg
Beltringharder Koog (n = 20)	0,200	0,5	3,53	0,105	0,10
Beltringharder Koog (n = 18)	0,200	0,5	3,53	0,044	0,04
Speicherkoog Süd	0,118	0,5	3,33	0,016	0,01
Barlter Sommerkoog	0,346	0,5	3,40	0,000	0,00
Speicherbecken	0,028	0,5	2,83	0,026	<0,01
SW-Gelände	0,624	0,5	4,00	0,058	0,17

4.3.4 Kükenwachstum

Von den 32 im Speicherkoog Süd und den 20 im Beltringharder Koog besenderten Küken konnten elf zweimal und vier dreimal vermessen werden. Unmittelbar nach dem Schlupf waren Schnabel- und Fußlängen der Küken in beiden Gebieten gleich lang (Abb. 21). Anschließend verlief die Wachstumskurve im Speicherkoog Süd jedoch wesentlich steiler als im Beltringharder Koog. Dies war vor allem auf ein stärkeres Wachstum im Speicherkoog Süd in den ersten zehn Lebenstagen zurückzuführen, da sich vom 10. bis zum 20. Tag die Differenz der Maße zwischen beiden Gebieten kaum änderte (Abb. 21).

Die durchgeführte Analyse ist mit einigen Problemen behaftet. Die Anzahl der Messungen an älteren Küken ist gering und da es sich um wiederholte Messungen am selben Küken und zum Teil um Geschwister handelt, ist die Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben. Weiterhin können unterschiedliche Wetterbedingungen zu unterschiedlichem Wachstum führen, wenn z. B. Küken in einem Gebiet nach einer Schlechtwetterperiode gemessen wurden, in der die Nahrungsaufnahmebedingungen ungünstig waren. Allerdings hatten zwei zehn Tage alte Küken im Speicherkoog Süd am 23. Mai im Durchschnitt längere Schnäbel (32,5 mm) und Läufe (102,0 mm) als drei gleichaltrige (Mittelwert Schnabel: 22,0, Lauf: 84,7) und sogar als zwei 14 Tage alte (Mittelwert Schnabel: 29,8, Lauf: 95,5) am selben Tag im Beltringharder Koog vermessene Küken. Trotz statistischer Probleme könnte sich hier ein Phänomen andeuten, das genauer untersucht werden sollte.

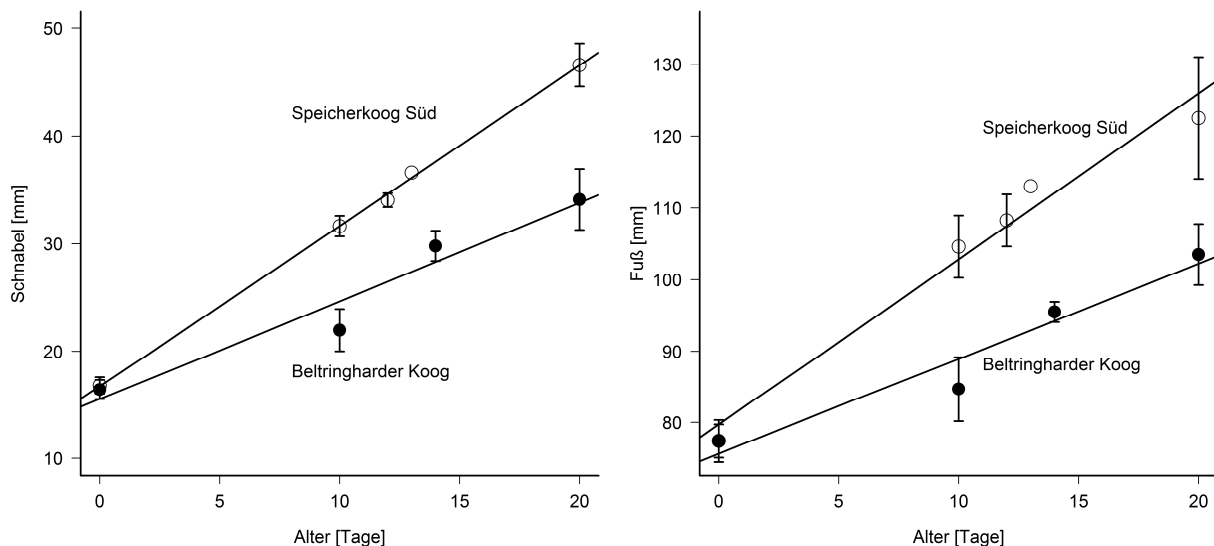


Abb. 21: Mittelwerte (Punkte) und Standardabweichungen (Fehlerbalken) der Schnabel- und Fußlängen von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog in Abhängigkeit des Alters.

4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog und dem Speicherkoog Süd wurden 2015 insgesamt 79 Uferschnepfen beringt (Tab. 9). In den anderen Gebieten fanden keine Beringungen statt. Mit einer individuellen Farbringkombination wurden 39 Uferschnepfen markiert (25 Adulte, 14 Küken). Vierzig Küken erhielten nur einen Metallring, weil die Beine für eine Farbberingung noch nicht weit genug entwickelt waren. Bis auf eine Ausnahme wurden diese Vögel im Rahmen der Telemetrieuntersuchungen beringt und überlebten die ersten beiden Wochen nach dem Schlupf nicht (siehe oben).

Tab. 9: Anzahl der 2015 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metall- und Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	17	5	16
Speicherkoog Süd	23	9	9

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen intensiv farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von über 230 individuell gekennzeichneten Vögeln annähernd 2600 Ablesungen vor. Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten ergab, dass das Modell, welches von einer konstanten jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen $86 \pm 2\%$, was in den Rahmen früherer Untersuchungen in den Niederlanden fällt (81% - 96%, Gill et al. 2007). Die sich daraus ergebende Mindest-Lebenserwartung wäre 7,1 Jahre, was eine Unterschätzung darstellt, da sich nach außerhalb der Projektflächen umsiedelnden Vögeln nicht berücksichtigt wurden. Für farbberingte Küken betrug die Wahrscheinlichkeit, im darauffolgenden Jahr wieder in die Untersuchungsgebiete zurückzukehren, $48\% \pm 7\%$. Dies ist bemerkenswert, da ein großer Teil der Uferschnepfen den Sommer nach dem ersten Zug in den Überwinterungsgebieten verbringt (Beintema 1986).

Tab. 10: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen (siehe Tab. 3 für Details).

Modell	AIC _C	Δ AIC _C	AIC _C W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}P_{(a2)}$	831,51	0	0,92	4
$\Phi_{(a2^*T)}P_{(a2^*T)}$	836,52	5,01	0,08	8
$\Phi_{(a2^*t)}P_{(a2^*t)}$	851,44	19,93	0,00	28

5. Diskussion

5.1 Bestände

In der Brutsaison 2015 waren die Brutbestände der Uferschnepfen in den Projektgebieten erneut zurückgegangen. Lediglich im Rickelsbüller Koog und im Speicherkoog Süd kam es zu deutlichen Zunahmen, die aber die Rückgänge etwa im Speicherkoog Nord und im Ostermoor nicht ausgleichen konnten. Bestandsschwankungen freilebender Tierpopulationen hängen jedoch von einer Vielzahl von Faktoren ab und sind deshalb die Regel. So liegen z. B. die starken Rückgänge der Uferschnepfen in den drei Projektjahren im Speicherkoog Nord noch im Schwankungsbereich der Bestän-

de seit Mitte der 1990er Jahre (Abb. 13). Lediglich die Werte von 1987-1991 (Gloe 1992) fallen hier aus dem Rahmen. Ein in den letzten Jahren anhaltender negativer Trend zeigt sich lediglich im Hauke-Haien-Koog, in dem bisher keine Maßnahmen des Projekts stattfanden. Im Rickelsbüller Koog, in dem sich ein beginnender negativer Trend während der letzten Jahre abzeichnet, sind neben den bereits durchgeführten Maßnahmen (Schilfmahd) für 2016 weitere habitat- und managementoptimierende Arbeiten geplant. Dies beinhaltet die Anlage eines ca. 51 ha großen Polders im Süden und die Nachmahd ungenügend beweideter Flächen nach der Brutsaison. Daher ist zu erwarten, dass sich auch hier die Bestände stabilisieren werden. Einzelne Maßnahmen können aber auch nicht überregionale Effekte, wie z. B. die Großwetterlage zur Zug- und Brutzeit beeinflussen, so dass es immer wieder zu Schwankungen kommen wird. So gingen 2015 auch die Bestände in den zwei bedeutendsten Uferschnepfengebieten in Dänemark stark zurück, ohne dass hierfür ein Grund ersichtlich gewesen wäre (O. Thorup, pers. Mitt.). Die maximalen Dichten, die auf den LIFE-Limosa Flächen erreicht werden, liegen im Rahmen der aus der Literatur bekannten Werte, wenn auch auf besonders geeigneten Teilflächen bis zu 30 Paare / 10 ha vorkommen können (Glutz von Blotzheim 1977).

In einigen Gebieten wurden bereits intensive habitatoptimierende Maßnahmen durchgeführt, so z. B. im Speicherkoog Nord, im Ostermoor und in der Alte Sorge-Schleife (Kapitel 4.1.1 – 4.1.9). Trotz dieser Maßnahmen kam es im Speicherkoog Nord und auch im Beltringharder Koog nicht zu einem Anstieg der Uferschnepfenbestände. Dies ist auch nicht sofort zu erwarten. Uferschnepfen zeigen eine hohe Orts-treue in Bezug auf ihren Brutplatz. Nach Jonas (1979) brüten 75% der Paare weniger als 150 m, nach Groen (1993) über 90% weniger als 700 m vom Vorjahresbrutplatz entfernt. Große, neu optimierte Bereiche, wie im Nordwesten des Speicherkoogs Nord, könnten daher nur relativ langsam von einer größeren Zahl von Uferschnepfen besiedelt werden. Der Erfolg der durchgeführten Maßnahmen wird sich daher erst nach einigen Jahren einstellen und die relativ lange Laufzeit des Projekts trägt diesem Umstand Rechnung.

Die Anlage der Polder in den Gebieten Alte Sorge-Schleife und Ostermoor zeigte umgehend positive Effekte. Neben einer großen Zahl von anderen Wasservögeln wurden sie sofort nach der Fertigstellung und Flutung von Uferschnepfen als Rast- und Nahrungshabitat genutzt (Abb. 22). Beide Polder wurden anschließend von Uferschnepfen als Brutplatz ausgewählt, nachdem die entsprechenden Bereiche seit vielen Jahren nicht mehr besiedelt waren. Im Gebiet Alte Sorge-Schleife hatte sich dabei ein Brutpaar neu angesiedelt, im Ostermoor könnte es zu einer Verlagerung von im Vorjahr ca. 300 m weiter nördlich siedelnden Paaren in ein nun geeigneteres Bruthabitat gekommen sein (Abb. 7, 8). In beiden Poldern brütete jeweils ein Paar erfolgreich. Ein wesentliches Merkmal von geeignetem Nahrungs- und Bruthabitat für Uferschnepfen nach der Rückkehr aus dem Überwinterungsgebiet sind hohe Wasserstände im März und April (Hötker et al. 2012). Diese Bedingungen wurden durch

die Anlage der Polder und ihrer Flutung geschaffen. Der sich sofort einstellende Erfolg der Maßnahmen belegt deren Eignung zur großflächigen Habitatoptimierung.



Abb. 22: Rastende Uferschnepfen im Polder im Gebiet Alte Sorge-Schleife am 30.03.2015, Foto: O. Granke.

5.2 Schlupferfolg

Der Bruterfolg der Uferschnepfen war auch 2015 in allen Projektgebieten sehr niedrig. Verluste des „Nachwuchses“ können in der Brut- und in der Legephase auftreten, wobei z. B. in den Niederlanden die Verluste an Küken die der Gelegeverluste deutlich übersteigen (Teunissen et al. 2008).

Wie in anderen Gebieten auch (Bruns 2004, Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008, Kentie et al. 2015) ist auf den LIFE-Limosa-Flächen Prädation die häufigste Verlustursache von Gelegen. Andere Gründe wie Nestsauflage (20% in den Niederlanden, Kentie et al. 2015), landwirtschaftliche Arbeiten (bis zu 29% in den Niederlanden, Schekkerman et al. 2006, für Föhr siehe Helmecke & Hötter 2008) oder Viehtritt (Beintema & Müskens 1987, Junker et al. 2004) spielen in den Projektgebieten keine bedeutende Rolle. Hier hebt sich vorteilhaft hervor, dass sich die Untersuchungsflächen in öffentlicher Hand befinden und bereits mehr oder weniger gut im Sinne des Wiesenvogelschutzes unterhalten werden.

Die durch „nest-survival“ Modelle geschätzten Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege variierten zwischen den Gebieten. Sie betragen im Durchschnitt zwischen

9% im Adenbüller Koog und 19% im Beltringharder Koog. Große Unterschiede im Schlupferfolg zwischen verschiedenen Gebieten ergaben sich ebenfalls mit 14% bis 87% in den Niederlanden (Scheckerman et al. 2008), wobei der Schlupferfolg eines Gebietes aber auch zwischen den Jahren stark variieren kann (Teunissen et al. 2008). Trends, wie etwa die Steigerung des Schlupferfolgs nach durchgeführten Managementmaßnahmen, können deswegen erst nach einigen Jahren deutlich werden. Allerdings sind die Schlupfwahrscheinlichkeiten in den LIFE-Limosa-Projektgebieten sehr niedrig und somit ist eine wichtige Voraussetzung für einen Gesamtbruterfolg nicht gegeben.

Die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen sind wegen methodischer Unterschiede nicht immer direkt vergleichbar. Allerdings wird deutlich, dass in den letzten Jahren und Jahrzehnten generell und überregional ein abnehmender Schlupferfolg zu verzeichnen ist. Für Niedersachsen berichtet Bruns (2004, Nordkehdingen, Methode nach Mayfield 1975) von einer starken Abnahme des Schlupferfolgs von Uferschnepfen von 40%-50% in 2002 auf nur noch 2,5% in 2004. Auf den Eiderdammflächen im Katinger Watt betrug der Schlupferfolg 2001 sogar 91% (nach Mayfield 1975; Friedrich & Bruns 2001). Diese Werte werden in den letzten Jahren sicher nicht mehr erreicht (H.A. Bruns, pers. Mitt.). Rückgänge beim Schlupferfolg über einen Zeitraum von vier Jahren ergab auch eine Untersuchung in den Niederlanden (Groen & Hemerik 2002), während eine andere dies nicht generell bestätigen konnte (Kentie et al. 2015).

Der Fuchs, gefolgt vom Iltis, war auch 2015 wieder der durch Nestkameras ermittelte Hauptprädator von Uferschnepfengelegen. Greifvögel, wie etwa Mäusebussard sowie Wiesen- und Rohrweihen oder verschiedene Rabenvögel, hielten sich zwar regelmäßig in den Untersuchungsgebieten auf (MOIN, unveröff. Daten), sie traten aber als Prädatoren nicht in Erscheinung. Rabenkrähen beschäftigten sich aber intensiv mit den von einem Seeadler aufgebrochenen Eiern. Bei einem nach einem Teilverlust durch einen Fuchs aufgegebenen Gelege wurde ein verbliebenes Ei sechs Tage später von einer Krähe gefressen und ein nach dem Schlupf übrig gebliebenes „taubes“ Ei nach zwölf Tagen durch eine Sturmmöwe. Vögel fressen demnach auch in den LIFE-Limosa Gebieten Eier von Uferschnepfen – aber nur solche, die bereits von den Altvögeln aufgegeben wurden. Untersuchungen, deren Ergebnisse zumindest z. T. auf Schnabelspuren an Eierschalen beruhen (Friedrich & Bruns 2001, Ramme et al. 2009), überschätzen daher möglicherweise die Rolle von Vögeln als Prädatoren. Es kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass Vögel ebenfalls zu Verlusten an Uferschnepfengelegen in den LIFE-Limosa-Projektgebieten beitragen können (Rohrweihe, Salewski et al. 2013a), wie dies bei früheren Untersuchungen festgestellt wurde (Sturmmöwen, Lind 1961; Lachmöwen, Groen & Yurlov 1999), sie spielen aber sicherlich keine bedeutende Rolle.

Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege nahmen im Lauf der Saison zu und lagen im Beltringharder Koog über denen des Speicherkoogs Süd. Die



Zunahmen der Überlebenswahrscheinlichkeiten stehen im Gegensatz zu Untersuchungen in den Niederlanden (Schroeder et al. 2006, Kentie et al. 2015) und zeigen, dass die Erstgelege wahrscheinlich zu einem großen Teil prädiert wurden, während die Nachgelege erfolgreicher waren. Dies war 2015 auch im Beltringharder Koog und im Adenbüller Koog der Fall, wo im Vorjahr die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten während der Saison noch weitgehend konstant waren bzw. stark abgenommen hatten. Zumindest im Adenbüller Koog spielt es wahrscheinlich eine Rolle, dass die Anzahl der überwachten Gelege gering war und dass hier 2014 kein gefundenes Gelege zum Schlupf kam, während es 2015 drei waren. Die Möglichkeit, dass die im Laufe der Saison aufwachsende Vegetation zu einem höheren Tarneffekt und damit zu einer geringeren Prädationsrate führt, konnte aber nicht bestätigt werden. Die Höhe der Vegetation unmittelbar am Nest bei dessen Fund hatte keinen Einfluss auf die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit, allerdings zeigten die Gelege, zumindest im Speicherkoog Süd, eine höhere tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit mit zunehmenden Alter (nicht dargestellt). Möglicherweise hat die höhere Anzahl „alter“ Gelege gegen Ende der Saison einen Einfluss auf den gefundenen Trend. In verschiedenen Jahren unterschiedliche Umstände spielen sicher ebenfalls eine Rolle. Die Fortsetzung der Untersuchungen in den nächsten Jahren wird ergeben, ob es sich bei den in 2015 gewonnenen Befunden um die Regel handelt oder ob sich die Jahre jeweils unterscheiden.

5.3 Küken

Die Kükensterblichkeit wird als der kritische Faktor für das Populationswachstum der Uferschnepfe angesehen (Kleijn et al. 2010). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten telemetriertes Küken waren in den LIFE-Limosa-Projektgebieten sehr gering. Die hohe Zahl der spurlos verschwundenen Sender deckt sich mit den Befunden anderer Studien (Junker et al. 2004, Teunissen et al. 2008, Schekkerman et al. 2009). Bei den verschwundenen Sendern wurde in Übereinstimmung mit Hönisch et al. (2008) und Schekkerman et al. (2008) von einer Prädation des betreffenden Kükens ausgegangen. Hinweise darauf, dass verschwundene Sender Prädationseignisse anzeigen, lieferten die oben erwähnten Beispiele. Daher ist davon auszugehen, dass die niedrigen Überlebenswahrscheinlichkeiten nicht auf Verlust oder Ausfall der Sender, sondern auf Prädation der Küken zurückzuführen sind. Im Gegensatz zu den Gelegen treten auch Greifvögel als Prädatoren von Küken auf (siehe auch Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008), was bei der Planung von Managementmaßnahmen zu beachten ist. So wäre in einer ansonsten für den Wiesenvogelschutz zu erstrebenden offenen Landschaft darauf zu achten, dass zur Kükenführungszeit (Mai, Juni) Inseln höherer Vegetation vorhanden sind, in denen sich Uferschnepfenküken vor Greifvögeln verstecken können (Schekkerman et al. 2006).

Die Ergebnisse decken sich mit früheren Studien, wonach die Sterblichkeit der Küken vor allem in den ersten Lebenstagen besonders hoch ist und mit andauernder



Brutsaison zunimmt (Roodbergen & Klok 2008, Ramme et al. 2009, Schekkerman et al. 2009). Letzteres ist jedoch lediglich darauf zurückzuführen, dass mit zunehmender Saison der Anteil älterer Küken ansteigt. Interessant im Hinblick auf die optimale Brutstrategie, die Uferschnepfen wählen sollten, ist die Diskrepanz des saisonalen Trends der Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege und der Küken. Während es im Hinblick auf den Schlupferfolg günstiger wäre, später in der Saison zu brüten, sollte bei der geringen Wahrscheinlichkeit der Küken, mit fortschreitender Saison den ersten Tag zu überleben, ein früher Bruttermin günstiger sein. Allerdings wurde bei den „nest-survival“ Modellen der Gelege deren Alter nicht berücksichtigt (siehe oben). Zunehmend komplexe Modelle benötigen eine höhere Anzahl von Daten, um robuste Ergebnisse zu liefern. Später in der Projektlaufzeit werden daher genauere Analysen möglich sein.

5.4 Bruterfolg

Der Gesamtbruterfolg auf den LIFE-Limosa-Flächen reicht nicht aus, um die Bestände zu erhalten. Die Angaben für den minimalen zum Populationserhalt nötigen Bruterfolg streuen zwischen 0,26 und 0,87 (Schekkerman et al. 2006, Roodbergen et al. 2008). Für Schleswig-Holstein gaben Helmecke et al. (2011) einen Wert von 0,46 an. Diese Werte werden in keinem LIFE-Limosa-Projektgebiet oder -teilgebiet auch nur annähernd erreicht. Da in den Projektgebieten während der Brutzeit (z. T. nicht erlaubte) landwirtschaftliche Aktivitäten sehr selten sind und Beweidung ebenfalls nur auf einem relativ kleinen Teil der relevanten Flächen und mit geringen Dichten erfolgt, gibt es nur eine wesentliche Ursache für den geringen Bruterfolg: Prädation von Gelegen und Küken (Tab. 2, 4). Damit unterscheiden sich die Bedingungen in den Projektgebieten z. B. von den Verhältnissen in den Niederlanden, wo ein nicht unerheblicher Anteil der Nest- und Kükensterblichkeit auf landwirtschaftliche Maßnahmen zurückzuführen ist (Beintema 1995, Schekkerman et al. 2006). Allerdings war 2015 der Bruterfolg in den Niederlanden (J.C.E.W. Hoijmeijer, pers. Mitt.) und in Dänemark (O. Thorup, pers. Mitt.) ebenfalls sehr gering. Zumindest in den Niederlanden könnte dies auf einer höheren Zahl von Beutegreifern nach einem guten Mäusejahr 2014 in Kombination mit ungünstigen Wetterverhältnissen im Frühjahr 2015 zurückzuführen sein (J.C.E.W. Hoijmeijer, pers. Mitt.). Aus den LIFE-Limosa-Gebieten liegen dazu keine quantitativen Zahlen vor, es bestand aber zumindest im Speicherkoog Süd der Eindruck, dass 2015 Mäuse häufiger waren als in den Vorjahren.

Bemerkenswert ist die große Diskrepanz zwischen dem geschätzten Reproduktionserfolg von 0,01 Küken / Brutpaar für den gesamten Speicherkoog Süd und dem Reproduktionserfolg von 0,16 Küken / Brutpaar, der durch die direkte Beobachtung der Anzahl flügger Küken gewonnen wurde. Wenn davon ausgegangen wird, dass die mit den Kartierungen ermittelten Revierpaarzahlen auch nur annähernd stimmen und die Zahl der beobachteten Küken nicht maßlos übertrieben ist, wird der durch Schlupferfolg und Telemetrie modellierte Bruterfolg gegenüber den realen Werten



um ein Vielfaches unterschätzt. Die Kartierungen der Reviere wurden mit großer Sorgfalt nach standardisierten Methoden durchgeführt. Die ermittelnden Zahlen liegen im Bereich derer von anderen Kartierern, die das Gebiet in früheren Jahren unabhängig vom MOIN bearbeiteten (Abb. 13). Daher ist davon auszugehen, dass die angegebenen Revierpaarzahlen die wirkliche Situation korrekt widerspiegeln. Gleiches trifft für die Anzahl der erfassten flüggen Jungvögel zu. Doppelzählungen sind unwahrscheinlich, da sich die beobachteten Jungvögel zu verschiedenen Zeiten in unterschiedlichen Bereichen aufhielten und Familien mit unterschiedlichen Zahlen flügger Jungvögel beobachtet wurden. Folgende Erklärungen für die Unterschätzung der modellierten Überlebenswahrscheinlichkeiten bieten sich an:

- **Unterschätzung der Nachlegewahrscheinlichkeit:**
Die Wahrscheinlichkeit, nach dem Verlust eines Geleges ein Nachgelege zu zeitigen, wurde nach Schekkerman & Müskens (2000) mit 0,5 angenommen. Dies heißt, dass im Durchschnitt jeder zweite Gelegeverlust zu einem Nachgelege führt. Möglicherweise wird die Nachlegewahrscheinlichkeit damit unterschätzt. Beim Kiebitz *Vanellus vanellus* wurden bis zu acht Nachgelege nachgewiesen (Beintema & Müskens 1987). Anhand farbberingter Vögel konnte im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd je einmal das zweimalige Nachlegen nachgewiesen werden (siehe auch van Balen 1959, Senner et al. 2015). Die Wahrscheinlichkeit, ein Nachgelege zu zeitigen ist aber auch vom Alter des Geleges zum Zeitpunkt des Verlusts abhängig. Relativ frische Gelege führen bei Verlust eher zu Nachgelegen als solche, die schon länger bebrütet wurden (van Balen 1959, Beintema & Müskens 1987, Hegyi & Sasvari 1998), was die Annahme einer konstanten Nachlegewahrscheinlichkeit problematisch macht. Die zunehmende Zahl farbberingter Vögel in den Untersuchungsgebieten in Zusammenhang mit dem verstärkten Einsatz von Nestkameras könnte es in einigen Jahren ermöglichen, die Nachlegewahrscheinlichkeit genauer zu bestimmen.
- **Unterschätzung der Schlupfwahrscheinlichkeit:**
Die Schätzung der täglichen Schlupfwahrscheinlichkeiten sind robust und zumindest für die untersuchten Gelege verlässlich. Eine Teilauswertung der Daten des Speicherkoog Süd (nicht dargestellt) ergab zudem, im Gegensatz zu Teunissen et al. (2006), dass sich Besuche am Nest nicht negativ auswirken und somit nicht zu einer Unterschätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit führen. Grundlage für die Schätzung der Schlupfwahrscheinlichkeit ist aber die Annahme des Schlupfes 27 Tage ab dem Legen des ersten Eis (4 Tage Legephase, 23 Tage Brutphase nach dem Legen des letzten Eis). Dies wird nicht bei allen Untersuchungen einheitlich angenommen. Weiterhin treten in der Länge der Legephase Variationen in Abhängigkeit von der Tageszeit des Legens auf und bei den seltener auftretenden Dreiergelegen (7,5%; ohne Beltringharder Koog) ist er natürlich kürzer als bei den üblichen Vierergelegen. Weiterhin ist auch die Brutphase nicht immer zeitlich konstant (Lind 1961).

Friedrich & Bruns (2001) gehen von einer Legephase von 2,5 statt von 3 Tagen aus. Nach Lind (1961) und Haverschmidt (1963) beträgt die Mindestbrutdauer 22 Tage, nach Roodbergen & Klok (2008) 23 Tage was einem Schlupf nach 25 bzw. nach 26 Tagen nach Ablage des ersten Eis entspricht. Schekkerman et al. (2008) berücksichtigen eine „total exposure“ von 25 Tagen. Diese Szenarien würden eine kürzere Dauer zwischen der Ablage des ersten Eis und dem Schlupf bedeuten und zur Schätzung einer höheren Schlupfwahrscheinlichkeit führen. Dies wäre aber nicht der Fall, wenn 28,54 Tage durchschnittliche Brutdauer ab Ablage des ersten Eis (Hegyí & Sasvári 1998) zu Grunde gelegt würden.

- **Unterschätzung der Flüggefahrwahrscheinlichkeit:**
Die Schätzung der Wahrscheinlichkeit flügge zu werden beruht auf der Annahme der Flugfähigkeit im Alter von 27 Tagen (Beintema 1995). Dieser Wert variiert in der Literatur stark und deutlich darüber liegt Bruns (2004) mit der Angabe von 30-35 Tagen. Schekkerman & Müskens (2000) und Roodbergen & Klok (2008) gehen allerdings von 25 Tagen vom Schlupf bis zum Flüggeworden aus. Wenn diese Szenarien zutreffen werden die Wahrscheinlichkeiten in den LIFE-Limosa Gebieten flügge zu werden unterschätzt.
- **„Schiefe“ Verteilung flügge zu werden:**
Der Gesamtbruterfolg würde wahrscheinlich auch dann unterschätzt, wenn nur wenige Paare einen guten Erfolg hätten, während der Bruterfolg der großen Mehrheit sehr gering wäre (Newton 1990). Dies hätte zur Folge, dass eine gewisse Zahl flügger Küken zu beobachten wäre. Eine zufällige Auswahl von beobachteten Gelegen und telemetrierten Küken würde aber vor allem erfolglose Paare berücksichtigen und den durchschnittlichen Gesamtbruterfolg unterschätzen. Hinweise darauf sind im Speicherkoog Süd die hohe Zahl erfolgloser Paare im Gegensatz zu Beobachtungen mehrerer Familien mit zwei und drei flüggen Jungen (Abb. 23).



Abb. 23: Flüge junge Uferschnepfen im Speicherkoog Süd am 30. Juni 2015.



- **Sendereffekte:**
Eine Unterschätzung des Bruterfolgs aufgrund von Sendereffekten an telemetrierten Küken kann nicht mit letztendlicher Sicherheit ausgeschlossen werden. Nach eigenen Erfahrungen und denen aus anderen Projekten, in denen ebenfalls Uferschnepfenküken telemetriert werden (B. Hönisch, pers. Mitt.), ist dies unwahrscheinlich. Im Gelände oder an prädierten Küken gefundene Sender waren über den gesamten vom Hersteller (Biotrack Ltd, GB) angegebenen Zeitraum funktionsfähig. Auf Nachfrage erklärte der Hersteller, dass zwar keine Angaben über den Anteil ausfallender Sender vorliege, diese aber vor der Ausgabe genau kontrolliert würden. Eine Unterschätzung des Reproduktionserfolgs aufgrund ausfallender Sender kann deswegen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Eine höhere Prädation von Küken mit Sendern ist ebenfalls unwahrscheinlich. In den Niederlanden hatten besenderte Uferschnepfen kein reduziertes Wachstum und eine leicht höhere Überlebensrate als Küken ohne Sender (Schekkerman et al. 2009).

Mathematische Modelle gehen von einer Reihe von Annahmen aus, die notwendigerweise Abstrahierungen komplexer Verhältnisse in der Natur darstellen. In dem angewandten Modell zum Bruterfolg sind dies die Wahrscheinlichkeit bei Verlust ein Nachgelege zu zeitigen, die Anzahl der Tage vom Legen des ersten Eis bis zum Schlupf und das Alter der Jungen beim Flüggewerden. Das maximal in der Literatur angegebene Alter bis zum Flüggewerden scheint sehr hoch gegriffen. Eine im Speicherkoog Süd flügge gewordene, telemetrierte Uferschnepfe wurde im Alter von 28 Tagen nicht gefunden; im Alter von 30 Tagen konnte sie sehr gut fliegen. Bei den verbleibenden Variablen wurden eher die höheren Werte aus den angegebenen Referenzen berücksichtigt. Es handelt sich bei den Schätzwerten für den Bruterfolg deshalb um Mindestzahlen, die sich bei der Annahme einer höheren Nachlegewahrscheinlichkeit, kürzeren Lege- und Brutphasen sowie eines kürzeren Zeitraums bis zum Flüggewerden erhöhen würden.

Abweichungen von den oben erwähnten Modellannahmen können aber auch nicht den großen Unterschied zwischen modelliertem und beobachtetem Reproduktionserfolg erklären. Für den Speicherkoog Süd würde eine Verminderung der Brutzeit und der Zeit bis zum Flüggewerden um einen Tag sowie die Erhöhung der Nachlegewahrscheinlichkeit auf 0,8 die Schätzung des Reproduktionserfolgs nur um 0,004 erhöhen. Wenn alle anderen Variablen gleich blieben, müsste die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken bei 0,955 liegen, anstatt wie gegenwärtig bei etwa 0,86, um den durch direkte Beobachtung flügger Küken angenommenen Reproduktionserfolg von 0,16 zu erreichen. Möglicherweise eignet sich die Methode nicht, um verlässliche Werte zum Reproduktionserfolg zu erhalten. Die genauen Gründe dafür sind nicht klar. Die Diskrepanz der Werte für den Beltringharder Koog (Tab. 8) erklärt sich dadurch, dass einige Familien in große, von Bullen beweidete Parzellen wanderten, die zwar mit einem Spektiv eingesehen werden konnten aber außerhalb der Reichweite des Telemetrieempfängers lagen. Im Speicherkoog Süd war dies jedoch



nicht der Fall. Im Vorjahr passten die Ergebnisse der Untersuchungen aber gut zum geringen beobachteten Bruterfolg (Salewski et al. 2014). Möglicherweise ist der beschriebene Befund auf einen Effekt zurückzuführen, der nur in 2015 auftrat. Die Untersuchungen in den nächsten Jahren werden dies zeigen.

5.5 Ausblick

Der Bruterfolg der Uferschnepfen in den LIFE-Limosa Projektgebieten liegt zurzeit noch deutlich unter dem angestrebten Wert von 0,6 flüggen Jungen / Brutpaar. Dies ist im Wesentlichen auf die Prädation von Gelegen und Küken zurückzuführen. Da die Rückkehrwahrscheinlichkeit von adulten Brutvögeln sehr hoch ist, ist der geringe Bruterfolg auch für die Stagnation bzw. für den Rückgang der Bestände verantwortlich (siehe auch Kentie et al. 2015). Dabei handelt es sich um eine relativ neue, überregional auftretende Entwicklung, für die neben einer abnehmenden Habitatqualität erhöhte Prädationsraten verantwortlich gemacht werden (Kentie et al. 2013). Neben einer höheren Prädationsrate der Gelege hat in den Niederlanden vor allem auch die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken und der Gesamtbruterfolg in den letzten Jahrzehnten abgenommen (Gill et al. 2007, Schekkerman et al. 2008, 2009, Roodbergen et al. 2012), in Deutschland betrifft diese Tendenz Wiesenvögel im Allgemeinen (Langgemach & Bellebaum 2005, Hötker et al. 2007). Diese Entwicklung ging einher mit einer Zunahme der Dichten von Beutegreifern, die sich ebenfalls überregional seit den frühen 1990er Jahren bemerkbar macht (Langgemach & Bellebaum 2005, Kentie et al. 2013). Neben der Verbesserung der Habitatqualität muss daher auch das Prädationsrisiko verringert werden, um einen höheren Bruterfolg und damit eine Zunahme der Bestände zu gewährleisten, wobei sich beide Ziele gegenseitig beeinflussen: In ungeeigneten Nesthabitaten steigt das Prädationsrisiko (Evans 2004).

Im Beltringharder Koog war das Wachstum der Küken vor allem in den ersten Lebenstagen gegenüber der Wachstumsrate im Speicherkoog Süd deutlich reduziert. In den Niederlanden hatten schwerere Uferschnepfenküken eine höhere Wiederfangrate (Beintema 1995) und wieder gefangene Küken in Monokulturen hatten kürzere Schnäbel, waren leichter und hatten eine deutlich niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit als solche in Wiesen, was mit einer geringeren Nahrungsverfügbarkeit in Zusammenhang gebracht wurde (Kentie et al. 2013, siehe auch Schekkerman et al. 2006). Ein langsames Wachstum im Beltringharder Koog könnte somit eine ungünstigere Nahrungssituation mit negativen Folgen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit andeuten, die dann ebenfalls im Fokus eines gezielten Managements stehen sollte. Trotz der geringeren Wachstumsrate überlebten die Küken im Beltringharder Koog jedoch länger als die im Speicherkoog Süd. Sie legten allerdings auch Wanderungen bis zu 2,6 km zurück (Schütze 2016), möglicherweise um in bessere Nahrungshabitate zu gelangen. Solche Wanderungen kamen 2015 im Speicherkoog Süd 2015 nicht vor. Lange Wanderungen benötigen zusätzlich Energie und setzen die

Küken vermutlich auch verstärkt den Blicken von Beutegreifern aus. Mit Hinblick auf das Management wird daher deutlich, dass im Speicherkoog Süd vor allem das Prädationsrisiko gesenkt werden sollte, während im Beltringharder Koog wahrscheinlich eine zusätzliche Optimierung des Nahrungsangebots angebracht wäre.

Mit Bezug auf die dargelegten Probleme sind die bisher im Rahmen des Projekts durchgeführten Managementmaßnahmen zielführend. Sie sollten in diesem Sinne fortgeführt und intensiviert werden. Brutbestände von Uferschnepfen sind positiv mit hohen Wasserständen korreliert (Bruns et al. 2001, Düttmann et al. 2006, Hötter et al. 2012). Als besonderer Erfolg erwiesen sich daher die im Gebiet Alte Sorge-Schleife und dem Ostermoor angelegten Polder. In der Alte Sorge-Schleife wurde allerdings ein Polder in einem Bereich angelegt, in dem sich bisher kaum Uferschnepfen aufgehalten hatten. Möglicherweise führt er mittelfristig zum Erfolg, wenn sich Uferschnepfen wieder ansiedeln. Die Anlage von Poldern sollte sich aber vor allem dort lohnen, wo bereits Uferschnepfen in höherer Zahl vorkommen, wie z. B. im Süden des Rickelsbüller Koogs geplant.

Grabenaufweitungen und die Anlage von Kleingewässern, die zu einer höheren Verfügbarkeit von offenem Wasser führen, können sich auch positiv auf die Nahrungsverfügbarkeit auswirken. Parzellen, die von Gräben durchzogen werden und die eine höhere Anzahl von Wasserflächen aufweisen als Vergleichsgebiete, beherbergen eine höhere Insektenbiomasse (Eglington et al. 2010). Dies führte bei Kiebitzküken zu einer höheren Nahrungsaufnahmerate und damit auch zu schnellerem Wachstum. Da schneller heranwachsende Küken auch eher flügge werden, kann sich somit der Bruterfolg steigern, da die Prädationswahrscheinlichkeit sinkt (Eglington et al. 2010). Der komplexe Aspekt der Wechselwirkungen zwischen Nahrungsverfügbarkeit und Bruterfolg wurde bisher im Rahmen des Bruterfolgsmonitoring vernachlässigt, verdient wahrscheinlich aber mehr Aufmerksamkeit. Es müssten dazu allerdings erst die nötigen Kapazitäten verfügbar gemacht werden, z. B. im Zuge eines universitären Praktikums oder einer Abschlussarbeit. In der Saison 2016 ist jedoch zunächst geplant, im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog erneut telemetrische Untersuchungen durchzuführen, um die potentiell unterschiedlichen Wachstumsraten weiter zu analysieren.

Neben der Verbesserung der Verfügbarkeit geeigneter Habitate und Nahrung hätte eine zunehmende Vernässung auch einen erschwerten Zugang zumindest für den Fuchs als Hauptprädator zu Folge. In diesem Sinne wirken sich auch die Entfernung von Störkulissen wie von Gebüsch und Röhrichten positiv aus, in dem sie potentielle Tagesaufenthalte und Fortpflanzungshabitate beseitigen. Kiebitze haben eine kleinere durchschnittliche Eizahl / Gelege in der Nähe von Gehölzen. Dies wurde mit dem Nutzen von Ansitzwarten von Greif- und Rabenvögeln, die oft nur einzelne Eier eines Geleges erbeuten, in Zusammenhang gebracht (Beser 1987, Eilers 2007). Die Entfernung von Baumreihen beseitigt zudem optische Barrieren, die Bruthabitate von Wiesenvögeln bis zu einer Entfernung von 500 m entwerten können (Melman et al.

2008, Hötter et al. 2012). Allerdings darf nicht unerwähnt bleiben, dass in Großbritannien eine starke Reduzierung der Bestände von Füchsen und Aaskrähen *Corvus corone* keinen Effekt auf den Populationstrend des Kiebitzes hatten (Bolton et al. 2007), und dass nach einer Metaanalyse die Reduktion von Prädatoren zwar die Individuenzahlen innerhalb von Populationen nach der Brutzeit erhöhen aber nicht in gleichem Maß die Brutpopulationen selbst (Côté & Sutherland 1996). Trotz der hohen Prädationsraten sollten im Hinblick darauf andere Managementaspekte nicht vernachlässigt werden.

Tabelle 11: Faktoren, die sich in den Projektgebieten 2015, bzw. allgemein, negativ auf eine Besiedlung durch Uferschnepfen und den Fortpflanzungserfolg ausgewirkt haben könnten.

Projektgebiet	2015	allgemein
Rickelsbüller Koog	Ungenügende Beweidung und fehlende Nachmahd nach der Brutsaison in weiten Bereichen.	Röhrichtflächen im Norden und Westen des Koogs; sehr trockene Bereich im Süden.
Hauke-Haien-Koog	-	Große Röhrichtflächen, intensive Beweidung mit Schafen.
Ockholmer Vordeichung	-	Sehr trocken, intensive Beweidung mit Schafen, z. T. dichter Bewuchs mit Disteln.
Beltringharder Koog	Verschiedene Fuchsbaue im Gelände; Fuchszaun wurde während der Brutsaison nicht geschlossen.	Gebietsweise Röhrichtbestände.
Speicherkoog Nord	-	Höhere Bereiche sehr trocken; mehrere Fuchsbaue an steilen, hohen Grabenkanten.
Speicherkoog Süd	Starke Prädation von Gelegen durch Fuchs, im Zentrum des Hauptbrutgebiets einen Fuchsbaue erst im Juni gefunden, starker Prädationsdruck auf Küken. Gelegentlich Schleppen und Anlage von Fräßgruppen zur Brutzeit.	Intensive Schafbeweidung in weiten Gebieten, z. T. sehr trocken durch Entwässerung, teilweise auch durch Fräßgruppen. Greifvogelbruten in Gehölzen. Fuchsbaue im Gebiet.
Ostermoor	-	Flatterbinsen, z. T. niedrige Wasserstände.
Alte Sorge-Schleife	-	Flatterbinsen, Schilfflächen, Gehölze, Hochstaudenfluren.



Eiderstedt/Adenbüller Koog	-	Relativ kleines Gebiet, Grabenröhrichte, alleearartige Baumstrukturen an den Koog begrenzenden Straßen.
Eiderstedt/Poppenbüll O	-	Zu trockene Bereiche im Osten, z. T dichte Beweidung.
Eiderstedt/Poppenbüll W	-	sehr trocken, sehr kleinräumig strukturiert und dadurch kaum Potenzial zur Weiterentwicklung.
Eiderästuar/Katinger Watt	Starker Prädationsdruck auf Gelege und Küken durch Füchse, ein befahrener Bau im Gelände (Beobachtungsturm).	Die Nähe des Katinger Waldes wirkt sich negativ aus, u.a. weil von dort die ersten Wildschweine auf die Eiderdammflächen gelangten (H.A. Bruns, pers. Mitt.).
Eiderästuar/Oldensworter Vorland	Röhrichtflächen konnten 2014 nicht vollständig entfernt werden.	Röhrichte entlang der Eider. Probleme mit den Wasserständen in niederschlagsarmen Jahren.
Eiderästuar/Dithmarscher Vorland	-	Röhricht im Norden. Z.T. noch Schafbeweidung.



6. Literatur

- Beintema, A.J. 1986. Where in Africa do subadult Black-tailed Godwits spend the summer. Wader Study Group Bull. 47: 10.
- Beintema, A.J. 1995. Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. Ringing & Migration 16: 129-139.
- Beintema, A.J. & Visser, G.H. 1989. Growth parameters in chicks of charadriiform birds. Ardea 77: 169-180.
- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. J. Applied Ecol. 24: 743-758.
- Beser, H.J. 1987. Zur Gelegegröße des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). Charadrius 23: 174-182.
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. & Bamford, R. 2007. The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. J. Applied Ecol. 44: 534-544
- Bruns, H.A. 2004. Schlupferfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) in Nordkehdingen (Landkreis Stade) im Jahre 2004. Unveröffentl. Ber., Bezirksregierung Lüneburg, Lüneburg.
- Bruns, H.A., Hötker, H., Christiansen, J., Hälterlein, B., Petersen-Andresen, W. 2001. Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. Corax 18, Sonderheft 2: 67-80.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Cooch, E. & White, G. 2008. Program Mark "A Gentle Introduction". Ithaca & Ft. Collins.
- Côté, I.M. & Sutherland W.J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. Conservation Biol. 11: 395-405.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. Ecology 83: 3476-3488.
- Düttmann, H., Tewes, E. & Akkermann, M. 2006. Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen – erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhaven, Wesermarsch). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 175-181.
- Eglinton, S.M., Bolton, M., Smart, M.A., Sutherland, W.J., Watkinson, A.R. & Gill, J.A. 2010. Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. J. Applied Ecol. 47: 451-458.



- Evans, K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
- Friedrich, G. & Bruns, H.A. 2001. Zum Schlupf- und Bruterfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf den Eiderdammflächen im Katinger Watt 2001 – mit Anmerkungen zu Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Unveröffentl. Bericht. NABU-Naturschutzzentrum Katinger Watt, Katingsiel.
- Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A. et al. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114: 43-50.
- Gloe, P. 1992. Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Speicherkoog Dithmarschen (Westküste von Schleswig-Holstein) von 1984 bis 1991. *Corax* 15: 69-81.
- Glutz v Blotzheim, U.N. 1977. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Groen, N.M. 1993. Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. *Ardea* 81: 107-113.
- Groen, N.M. & Hemerik, L. 2002. Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. *Ardea* 90: 239-248.
- Groen, N.M. & Yurlov, A.K. 1999. Body dimensions and mass of breeding and hatched Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*): a comparison between a west Siberian and a Dutch population. *J. Ornithol.* 140: 73-79.
- Hegyi, Z. & Sasvári, L. 1998. Components of fitness in Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* during the breeding season: do female body mass and egg size matter? *Ardea* 86: 43-50.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Mennebäck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel R 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. *Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.*
- Haverschmidt, F. 1963. *The Black-tailed Godwit.* EJ Brill, Leiden.
- Helmecke, A. & Hötker, H. 2008. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein – Farbberingung. Bericht 2008. Unpubl. Ber. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Helmecke, A., Hötker, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Bericht. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.



- Hemmerling, W. & Miller, L. 2011. Stabilisierung von Kern-Populationen der Uferschnepfe und Schutz von Alpenstrandläufer und Kampfläufer. Unveröffentl. Life + Nature Projektantrag, Molfsee und Berlin.
- Hönisch, B., Artmeyer, C., Melter, J., Tüllinghoff, R. 2008. Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Melter, J. 2007. Entwicklung der Brutbestände der Wiesenlimikolen in Deutschland – Ergebnisse eines Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. Vogelwelt 128: 49-65.
- Hötker, H. Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012. Habitatmodell Uferschnepfe. Bericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Jeromin, K., Hofeditz, F. & Bruns H.A. 2006. Siedlungsdichte und Bruterfolg von Wiesenlimikolen auf Flächen der Stiftung Naturschutz im Adenbüller Koog und der Gardinger Südermarsch (Eiderstedt) 2006. Unveröffentl. Bericht, Stiftung Naturschutz, Molfsee.
- Jonas, R. 1979. Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Vogelwelt 4: 125-136.
- Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. 2004. Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2004). Unveröffentl. Bericht. Naturwiss. Ver. Osnabrück, Osnabrück.
- Kentie, R., Both, C., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. Ibis 157: 614-625.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Trimbos, K.B., Groen, N.M. & Piersma, T. 2013. Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebirds. J Applied Ecol 50: 243-251.
- Kirchner, K. 1969. Die Uferschnepfe. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M., Melman, D. & Teunissen, W.A. 2010. Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. Ibis 152: 475-486.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Munksgaard, Kopenhagen.



- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- Melman, T.P.C, Schotman, A.G.M., Hunink, S. & de Snoo, G.R. 2008. Evaluation of meadow bird management, especially black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.), in the Netherlands. *J. Nature Conservation* 16: 88-95.
- Newton, I. 1990. Lifetime Reproduction in Birds. Academic Press, London.
- Ramme, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. 2009. Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2009. Unveröffentl. Bericht. Naturwiss. Ver. Osnabrück, Osnabrück.
- Roodbergen, M. & Klok, C. 2008. Timing of breeding and reproductive output in two Black-tailed Godwit populations in The Netherlands. *Ardea* 96: 219-232.
- Roodbergen, M., Klok, C. & Schekkerman, H. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207-218.
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötker, H. 2012. Revealing the contribution of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2013a. Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hydrologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht: http://www.lifelimosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2014. Bericht 2014: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2014.pdf.
- Salewski, V., Schmidt, L., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Hötker, H. 2015. Bruterfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa* in Schleswig-Holstein. *Vogelkundliche Ber. Niedersachsen*: in press.
- Schaub, M. & Salewski, V. 2006. Fang-Wiederfang-Statistik zur Schätzung von Überlebensraten und anderer Parameter – Theorie und Beispiele. *Ber. Vogelwarte Hiddensee* 17: 23-31.
- Schekkerman, H. & Müskens, G. 2000. Produceren Grutto's *Limosa limosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor een duurzame populatie? *Limosa* 73: 121-134.



- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2006. Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* under 'mosaic management', an experimental agri-environment scheme in The Netherlands. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 131-136.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J. Applied Ecol.* 45: 1067-1075.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2009. Mortality of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornithol.* 150: 133-145.
- Schroeder, J., Hooijmeijer, J.C.E.W., Both, C. & Piersma, T. 2006. The importance of early breeding in Black-tailed Godwits (*Limosa limosa*). *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 239-241.
- Schütze, J. 2016. Wie erfolgreich brüten Uferschnepfen *Limosa limosa*? Ein Methodenvergleich. Masterarbeit, Universität Hamburg.
- Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Just when you thought you knew it all: new evidence for flexible breeding patterns in Continental Black-tailed Godwits. *Wader Study* 122: 21-27.
- Sharpe, F., Bolton, M., Sheldon, R. & Ratcliffe, N. 2009. Effects of color banding, radio tagging, and repeated handling on the condition and survival of Lapwing chicks and consequences for estimates of breeding productivity. *J. Field Ornithol.* 80: 101–110.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- Teunissen, W., Schekkerman, H. & Willems, F. 2006. Predation on meadowbirds in The Netherlands –results of a four-year study. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 137-143.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F. & Majoor, F. 2008. Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150: 74-85.
- van Balen, J.H. 1959. Over de voortplanting van de Grutto, *Limosa limosa* L. *Ardea* 47: 76-86
- van Noordwijk, A.J. & Thomson, D.L. 2008. Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in The Netherlands estimated from ring recoveries. *Ardea* 96: 47-57.



van Paassen, A.G., Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.

White, G.C. & Burnham, K.P. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139.