



LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2017:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2017:

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

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers, Brigitte Kliner-Hötcker & 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 und Diskussion	8
4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....	8
4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)	10
4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK).....	12
4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)	12
4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)	12
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).....	20
4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ).....	22
4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980.....	26
4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....	26
4.3.1 Gelegemonitoring	26
4.3.2 Kükentelemetrie.....	37
4.3.3 Bruterfolg.....	40
4.3.4 Kükenwachstum	42



4.3.5 Beringung	43
5 Fazit	45
6 Literatur	47



1 Zusammenfassung

Im Jahr 2017 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 344 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich in den Speicherkögen Süd (113) und Nord (35), im Beltringharder Koog (102) sowie im Eiderästuar (36). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung und zum ersten Mal seit Projektbeginn im Hauke-Haien-Koog brüteten keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,5), Eiderästuar/Eiderdammflächen (2,1) und Beltringharder Koog (1,7). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare nur in drei Gebieten (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Eiderästuar) langfristig deutlich zunimmt, in den anderen aber zumeist einen negativen Trend aufweist.

In vier Projektgebieten wurden 2017 insgesamt 124 Uferschnepfengelege gefunden. Im Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog, betrug die durchschnittliche Schlupfwahrscheinlichkeit über die gesamte Saison nach *nest survival*-Modellen (Programm MARK) 36%, 28% und 26%. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 96 Gelegen konnten Marderhund (23), Fuchs (10), Dachs (4) und je zweimal Rabenkrähe und Rohrweihe als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd wurden drei von 30 mit Telemetriesendern versehene Küken flügge. In 15 Fällen fiel der Sender vorzeitig ab oder verschwand spurlos. Prädatoren waren entweder nicht näher bestimmbare Bodenprädatoren (5) und Greifvögel (4) oder sie blieben unbekannt (3). Nach *nest-survival* Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden 13%.

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringharder Koog 0,35, im Speicherkoog Süd 0,23, im Ostermoor 0,29 und im Adenbüller Koog 0,26 flügge Küken/Revierpaar. Der zum Populationserhalt angenommene Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar wurde damit 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 88%.



Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limoso” continued in 2017. 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, 344 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Speicherkoog Süd (113), Beltringharder Koog (102), Eiderästuar (36) and Speicherkoog Nord (35). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (2.5 breeding territories/10ha), on the Eiderdammflächen in the Eiderästuar/Katinger Watt area (3.4), and in Beltringharder Koog (1.7). Lower densities in some key areas suggest that grassland management could be improved to favour Black-tailed Godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 showed an increasing trend in some areas (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Eiderästuar/Katinger Watt), but decreasing trends in others.

In five areas subject to monitoring, a total of 124 clutches was found. Overall, hatching probabilities were 26% in Beltringharder Koog, 36% in Adenbüller Koog, and 28% in Speicherkoog Süd. Losses were mainly due to predation. Cameras at 96 clutches identified Raccoon Dog (23), Fox (10), Badger (4), Marsh Harrier (2) and Carrion Crow (2) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.35 and 0.23 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, three of the 30 chicks equipped with a radio tag fledged. Ground predators (5) and raptors (4) were identified as predators.

Colour-ringing and intensive search for ringed birds continued. Analysing data available since 2008 revealed an apparent annual survival of 88%.



2 Einleitung

Im Jahr 2017 fand die fünfte 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 (MOIN) als Projektpartner statt. Ziele des Projekts sind die Stabilisierung der letzten Kernpopulationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs sowie die 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 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 2017 in vier ausgewählten Intensivgebieten wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. Das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) ist nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Mithilfe bei der Feldarbeit und in den Projektgebieten danken wir: H.A. Bruns (MOIN), D. Cimiotti (MOIN), E. Gloe (NABU Dithmarschen), O. Granke (Stiftung Naturschutz), J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein), H. Hötker (MOIN), C. Ivens (Eiderstedt), H. Jeromin (MOIN), W. Petersen-Andresen (LLUR) und S. Stromberg (NABU Katinger Watt). Der Bundeswehr und dem Team des WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd. D. Franklin korrigierte den Abstract.

Farbringablesungen wurden 2017 außer von den Autoren von T. Alcocer, F. Braun, J. Buffeteau, M. Chardí, N. Cidraes Vieira, D. Cimiotti, J. Clausen, B. Dies, J.I. Dies, A. Duijnhouwer, O. Ekelöf, R. Faber, Y. Galama, G. Gerritsen, G. Gorospe, G.-M. Heinze, P. Hering, P. Heymans, G. Hoekstra, J. Hooijmeijer, M. Hotting, J. Loonstra, B. Loos, P. Marin, N. Meyer, H.H. Müller, I. Ndiaye, W. Ott, A. Pastoriza, H. Postma, T. Remmers, J. Rosa, R. Schaack, W. Scharenberg, M. Schulte, W. Tijssen, S. Trösch, T. van der Knaap, M. van Lopik, L. Vergin, M. Verhoeven und L. Zijlstra gemeldet (Stand: Dezember 2017).

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 2017 relevante Maßnahmen fanden 2016/17 im Rickelsbüller Koog (01-RiK), im Beltringharder Koog (04-BeK), im Speicherkoog Nord (05-SPN), im Speicherkoog Süd (06-SpS), im Ostermoor (07-UTO) und im NSG Alte-Sorge-Schleife (08-ASS), und im Eiderästuar (10-EiÄ) statt.

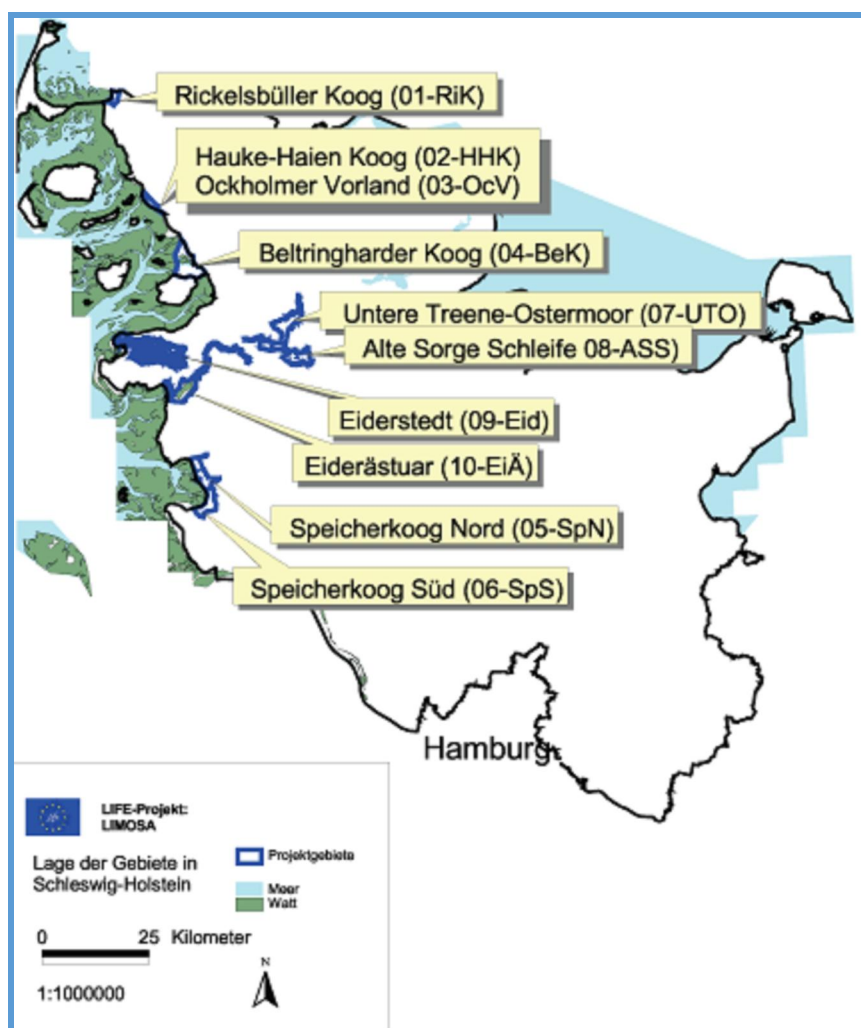


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limosa Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).



3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassungen der Bestände in den zehn Projektgebieten wurden durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog) durchgeführt. Sie erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al. 1995, Südbeck et al. 2005). Die Kartierungsdurchgänge fanden Ende April und Mitte 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 wurde 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 (2015) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate λ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2016} = N_{2017} / N_{2013 \text{ oder } 2016}$$

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; Untere Treene-Ostermoor, 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Anfang April und Mitte Juni intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. Ein gefundenes Nest wurde markiert, die Koordinaten 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 Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter (Green et al. 1987) als Prädation interpretiert (Salewski et al. 2013a). Um die Ursachen von Gelegeverlusten zu ermitteln, kamen an 96 Gelegen automatische Kameras (Moultrie Game Spy M-990i und M-999i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2,5 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Auf beweideten Flächen wurde auf den Einsatz 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 30 Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Sendern (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 nach den besenderten Küken mit Hilfe eines Handempfängers (YAESU VR-500), um ihren Aufenthaltsort, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. In unregelmäßigen Abständen fanden Kontrollen der bekannten Fuchsbau und Greifvogelhorste in den Kögen statt, um dort nach Sendern zu suchen. Im Alter von etwa zehn bis zwölf Tagen und ein zweites Mal im Alter von 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 und Wiegen der Küken beim Wiederfang ließ Rückschlüsse auf ihr Wachstum zu.

3.3.2 Statistik

Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege wurden mit *nest survival*-Modellen im Programm MARK geschätzt (Dinsmore et al 2002). Sie werden jeweils \pm Standardfehler angegeben. Eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von z. B. 0,901 bedeutet dabei eine Wahrscheinlichkeit von 90,1% von einem Tag auf den nächsten zu überleben. Ein früherer Vergleich der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kameras ergab keine Unterschiede (Salewski & Schmidt 2016). Zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ dienten sechs Modelle: Während ein Modell von einer unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen den Gebieten (G) ausging [$\Phi_{(G)}$], nahm das andere an, dass es solche Unterschiede nicht gab [$\Phi_{(.)}$]. Zusätzlich wurden für diese beiden Modelle einmal ein Zeiteffekt t ([$\Phi_{(t+G)}$], [$\Phi_{(t)}$]) und ein linearer Trend T, d. h. eine stetige Zu- oder Abnahme der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit, berücksichtigt ([$\Phi_{(T+G)}$], [$\Phi_{(T)}$]).

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 26 Tage dauern (Beintema 1995) bei der Annahme einer Bebrütungszeit von 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Beintema & Visser 1989). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit x bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit x^{26} (Beintema 1995, Salewski et al. 2015).



Zur Auswertung von durch Telemetrie gewonnenen Daten eignen sich ebenfalls *nest survival*-Modelle. Die sechs Modelle, die der Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der im Speicherkoog Süd besenderten Küken dienen, berücksichtigen zeitliche Unterschiede [$\Phi_{(t)}$], einen stetigen Trend [$\Phi_{(T)}$] und altersbedingte Unterschiede [$\Phi_{(Alter)}$] in der Überlebenswahrscheinlichkeit. Zusätzlich wurden Modelle, die zeitliche Unterschiede zusammen mit dem Alter [$\Phi_{(t+Alter)}$], einen stetigen Trend und das Alter [$\Phi_{(T+Alter)}$] und ein Modell, das keinen dieser Faktoren berücksichtigte [$\Phi_{(.)}$], herangezogen. Ferner wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Küken bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit x bis zum Flüggewerden überlebt, beträgt somit x^{27} .

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 adulten Uferschnepfen und Küken 2017 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 (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 mit $\Phi_{(a_2*t)}p_{(a_2*t)}$, $\Phi_{(a_2*T)}p_{(a_2*T)}$ 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) diene 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 das beste Modell ist.



4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2017 insgesamt 344 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Ostermoor, im Adenbüller Koog und in der Nähe der Fläche Poppenbüll Ost zusammen acht weitere Reviere hinzu, die sich nicht in den Maßnahmenflächen befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies einen Rückgang um 26 Revierpaare bzw. um 7% auf den Maßnahmenflächen. Bezogen auf das erste Projektjahr (2013) bedeutet dies einen Rückgang um 74 Revierpaare bzw. um 18%. Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten etwa 38% der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, deren Gesamtbestand 2017 auf 908 Paare geschätzt wurde (TRIM-Analyse; H. Hötter, unveröffentl. Daten).

Wie in den Vorjahren wiesen die beiden Dithmarscher Speicherköge (Süd: 113, Nord: 35), der Beltringharder Koog (102) und das Eiderästuar/Katinger Watt (36) die meisten Reviere auf. In der Ockholmer Vordeichung waren auch 2017 erneut keine Reviere besetzt, der Hauke-Haien-Koog wies zum ersten Mal seit Projektbeginn keine brütenden Uferschnepfen auf; dagegen konnte zum ersten Mal ein Revierpaar in Poppenbüll West registriert werden. Wenn Gebiete mit nur ein oder zwei Brutpaaren nicht berücksichtigt werden, kam es bezogen auf das Vorjahr nur im Beltringharder Koog zu Zunahmen des Uferschnepfenbrutbestands (Tab. 1). Im Rickelsbüller Koog, im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd blieben die Bestände annähernd konstant, während im Speicherkoog Nord und im Katinger Watt deutliche Abnahmen zu verzeichnen waren. Bezogen auf 2013 haben nur im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd die Brutbestände zugenommen.

Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (2,4 Paare/10 ha), im Beltringharder Koog (1,7 Paare/10 ha), im Speicherkoog Süd (0,9 Paare/10 ha) sowie im Rickelsbüller Koog (0,8 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 2,1 und 1,8 Paaren/10 ha. Die hohen Dichten im relativ kleinen Adenbüller Koog und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen, dass sich bei geeignetem Management die absoluten Zahlen in den größeren Projektgebieten (Speicherköge, Beltringharder Koog) noch steigern lassen könnten. Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt, sofern sie 2017 Uferschnepfenpaare aufwiesen.

Tab. 1: Anzahl der Uferschnepfen-Revierpaare 2013, 2016 und 2017 und warnender Paare im Juni 2017 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate λ beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison (λ 2013) bzw. auf das Vorjahr (λ 2016); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2016	Revierpaare 2017	Dichte 2017 [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare 2017	λ 2013	λ 2016
Rickelsbüller Koog	41	26	27	0,8	4	0,66	1,04
Hauke-Haien-Koog	10	3	0	0	0	0	0
Ockholmer Vordeichung	0	0	0	0	0	-	-
Beltringharder Koog	81	94	102	1,7	-	1,26	1,09
Speicherkoog Nord	90	46	35	0,4	22	0,39	0,76
Speicherkoog Süd	97	114	113	0,9	32	1,16	0,99
Ostermoor	15 ^a (23)	5 ^a (10)	4^a (7)	0,2 ^a	2 ^a (2)	0,26^a (0,30)	0,80^a (0,70)
Alte-Sorge-Schleife	0	3	1	<0,1	0	-	0,33
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^a (27)	22 ^a (23)	21^a (23)	2,4 ^a	11	0,84^a (0,85)	0,95^a (1,90)
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1 ^a	3 ^a (6)	2^a (4)	0,3	0	2,00 ^a (4,00)	0,67^a (0,67)
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	1	0,4	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt ^b	54	53	36	0,8	17 ^c	0,67	0,68
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	1	1	<0,1	-	0,50	1,00
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	0	1	<0,1	-	0,50	-
Summe	418^a	370^a	344^a			0,82	0,93

^a innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 6, 8, 9).

^b siehe Text wegen unterschiedlicher Dichten in Teilflächen.

^c Eiderdammflächen, siehe Abb. 11.



4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Mit 27 Uferschnepfenrevieren blieb der Bestand im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (26 Reviere) konstant. Allerdings entspricht diese Zahl nur 66% des Bestands bei Projektbeginn 2013 (41 Reviere). Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich wie in den Vorjahren im zentralen Bereich und im Osten des Koogs (Abb. 2). Unbesiedelt waren weite Bereiche im Süden und im Nordwesten. Am 30. Mai konnte ein stark warnendes Uferschnepfenpaar beobachtet werden, das wahrscheinlich Junge führte. Weiterhin wurden am 27. Juni zwei warnende Paare mit jeweils mindestens einem Jungvogel und ein Paar mit zwei Jungvögeln beobachtet. Zwei flügge Jungvögel wurden am 26. Juli beobachtet (J. Hansen, pers. Mitt.).

Zu den von LIFE-Limosa initiierten Managementmaßnahmen gehörten auch im Berichtsjahr wieder das Mulchen von etwa 23 ha im Nordosten des Koogs, da hier die Beweidung nicht ausreichte, um eine für Wiesenvögel geeignete Vegetationsstruktur zu erhalten. Seit Beginn der Mulcharbeiten war es in diesem Bereich zur Besiedlung durch Uferschnepfen gekommen und die offensichtlich günstigen Habitatstrukturen sollen erhalten bleiben. Die aufwendigste Maßnahme war jedoch die Anlage eines 51 ha großen Polders im Herbst 2016 im Süden des Koogs. Dadurch sollte in diesen höher gelegenen, in der Regel sehr trockenen Bereichen ein für Wiesenvögel attraktiver Wasserstand gewährleistet werden. Der Polder wies im Winter hohe Wasserstände auf, die zur Brutsaison auf das nötige Maß abgesenkt wurden. Er war von Beginn an ein Anziehungspunkt für viele rastende Wasservögel im Winter und im zeitigen Frühjahr sowie Brutplatz für Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Sandregenpfeifer *C. hiaticula*, Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta* und Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea* (J. Hansen, pers. Mitt.). Uferschnepfen brüteten noch nicht im neuen Polder, zeigten aber Revierverhalten und auch Kampfläufer waren bis weit in den Mai anwesend.

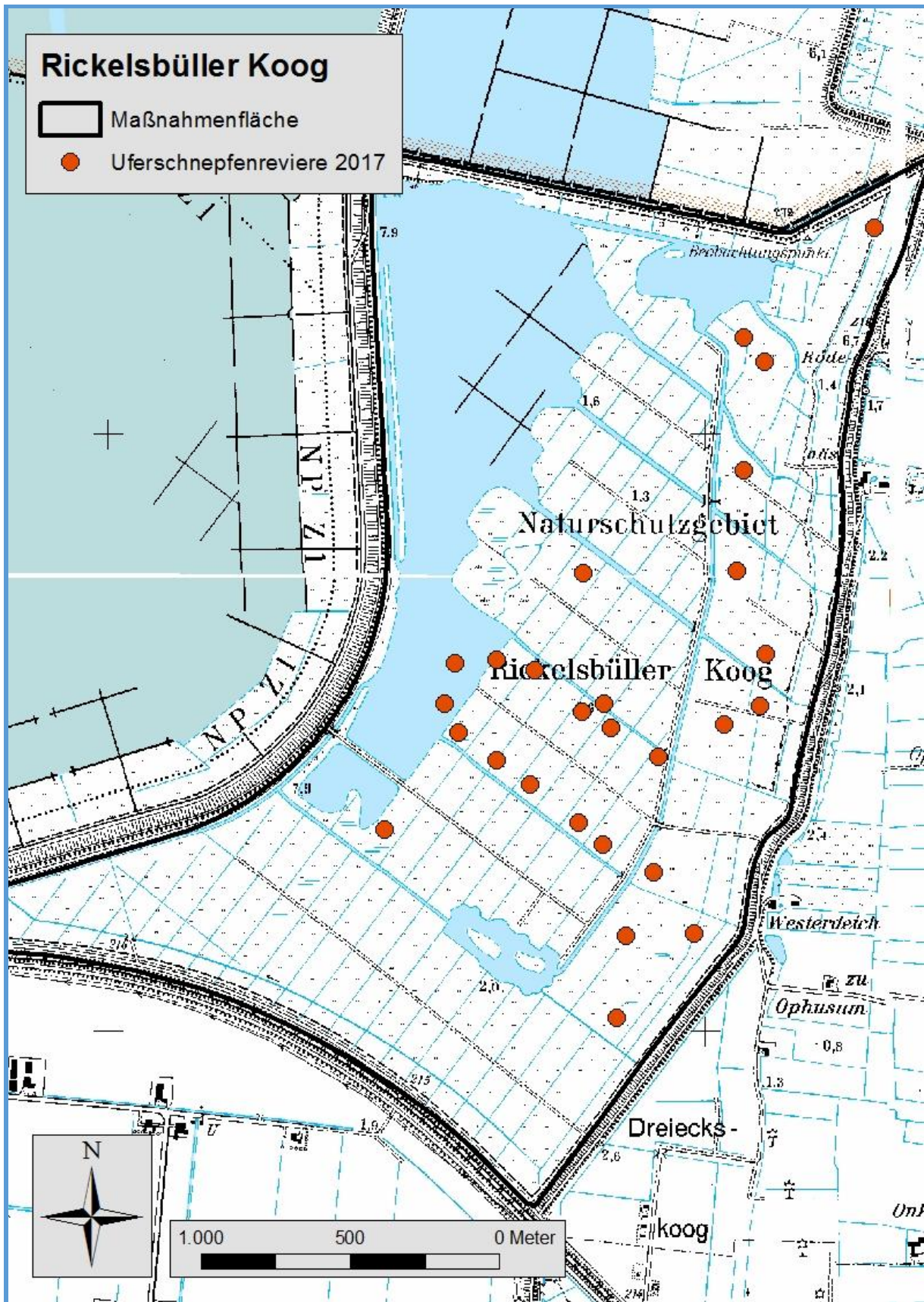


Abb. 2: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2017. Zu beachten ist, dass die auf der Karte als Wasser gekennzeichneten Flächen nicht alle in der Brutzeit von Wasser bedeckt sind und daher Uferschnepfen auch im „Wasser“ Reviere etablieren können.



4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)

Im Hauke-Haien-Koog, in dem 2013 noch zehn Uferschnepfenpaare Reviere etabliert hatten, wurden 2017 zum ersten Mal keine Reviere mehr festgestellt. Zu Beginn der Brutzeit liegt zwar eine Beobachtung aus dem Südbecken vor, ein Revier hat sich dort aber nicht etabliert. In den vergangenen Jahren war der Hauke-Haien-Koog schon das Gebiet mit dem schnellsten Rückgang gewesen, ohne dass dafür ein offensichtlicher Grund erkennbar gewesen 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 auch nicht verändert.

4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 102 Revierpaaren (Abb. 3) nach dem Speicherkoog Süd den zweithöchsten Bestand und mit 1,7 Revieren/10 ha Grünland nach dem Adenbüller Koog die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf. Im Vergleich zum Vorjahr (94 Revierpaare) kam es zu einer deutlichen Zunahme ($\lambda_{2016} = 1,1$), die Revierpaarzahlen lagen somit auch über denen von 2013 ($\lambda_{2013} = 1,3$).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt (Abb. 4). Wie in den Vorjahren fand sich eine hohe Zahl (22) im „SO-Feuchtgrünland“. Zu einer deutlichen Zunahme kam es im Teilgebiet „Salzwasserlagune“ von 26 (28%) Revierpaaren 2016 auf 31 (31%) im Berichtsjahr und im „N Arlauspeicherbecken“ von 29 (31%) Revierpaaren 2016 auf 35 (35%) im Berichtsjahr. Vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms wurden ebenfalls verstärkt besiedelt. Diese Flächen waren durch die Vorbereitung für die Aufnahme in die Beweidung, die anschließende Beweidung selbst und dem damit verbundenen Zurückdrängen von Röhricht (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/2016) für Uferschnepfen attraktiver geworden. Möglicherweise kam es dadurch zu Umsiedlungen innerhalb des Koogs. Hinweise darauf sind die deutliche Abnahme von Uferschnepfenrevieren im benachbarten Teilgebiet „Lüttmoorsee“ von 17 (19%) in 2015 auf 10 (10%) Revierpaare im Berichtsjahr. Das „NO-Feuchtgrünland“, in dem seit 2013 umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden haben, spielte zwar als Brutgebiet für Uferschnepfen kaum eine Rolle (4 Revierpaare), es wurde aber von den Schnepfen, auch von Junge führenden Familien, häufig zur Nahrungssuche aufgesucht.

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten 2017 nur noch 35 Uferschnepfenreviere festgestellt werden. Dies stellt einen Rückgang auf fast ein Drittel des Brutbestands seit Projektbeginn dar ($\lambda_{2013} = 0,4$; Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr kam es zu einem Rück-



gang um etwa 20% ($\lambda_{2016} = 0,8$). Die meisten Reviere fanden sich wieder im Nordosten und im Südosten des Koogs (Abb. 4). Die zentralen Bereiche waren jedoch im Vergleich zu 2013 – 2015 (Salewski et al. 2013a, 2014, 2015) weitgehend frei von Uferschnepfen und besonders auffällig war dies im zentralen südlichen Bereich.

Trotz verschiedenster aufwendiger Maßnahmen konnten im Speicherkoog Nord die Uferschnepfenbestände nicht stabilisiert werden. Im Südosten des Koogs hatte sich die Beseitigung einer 1060 m langen Baumreihe auf einer Fläche, die 2015 durch Mahdgutübertragung weiter optimiert worden war, positiv auf das Ansiedlungsverhalten der Schnepfen ausgewirkt. Die Bereiche unmittelbar vor der 2014 beseitigten Baumreihe, die in den vergangenen Jahren von den Schnepfen gemieden worden waren, waren 2016 von mehreren Paaren besiedelt. Möglicherweise hatten sich einige Paare aus suboptimalen trockenen zentralen Bereichen des Koogs in die auf Grund der Managementmaßnahmen geeigneteren Gebiete umgesiedelt (Salewski et al. 2016). Trotz dieser Maßnahmen nahmen auch in diesem Bereich die Brutpaarzahlen von 25 (2016) auf 18 (2017) ab. Der Bruterfolg könnte in der Berichtssaison jedoch relativ gut gewesen sein. Bei der Kartierung wurden am 12.06. auf der entsprechenden Teilfläche 13 warnende Familien registriert. Zusätzlich konnte O. Thorup hier am 23. Juni noch sechs warnende Familien und zwei flügge Junge beobachten. Von besonderer Bedeutung ist aber, dass gerade auf dieser Teilfläche erneut mehrere Kampfläuferweibchen zur Brut schritten (Thorup 2017).

Im Nordwesten des Koogs, in dem 2014/15 ebenfalls umfangreiche Managementmaßnahmen (Entfernung von Gehölzen) stattgefunden hatten, und wo 2015/16 etwa 2700 m Weidezäune entfernt worden waren, fanden sich auch 2017 nur zwei Uferschnepfenpaare.

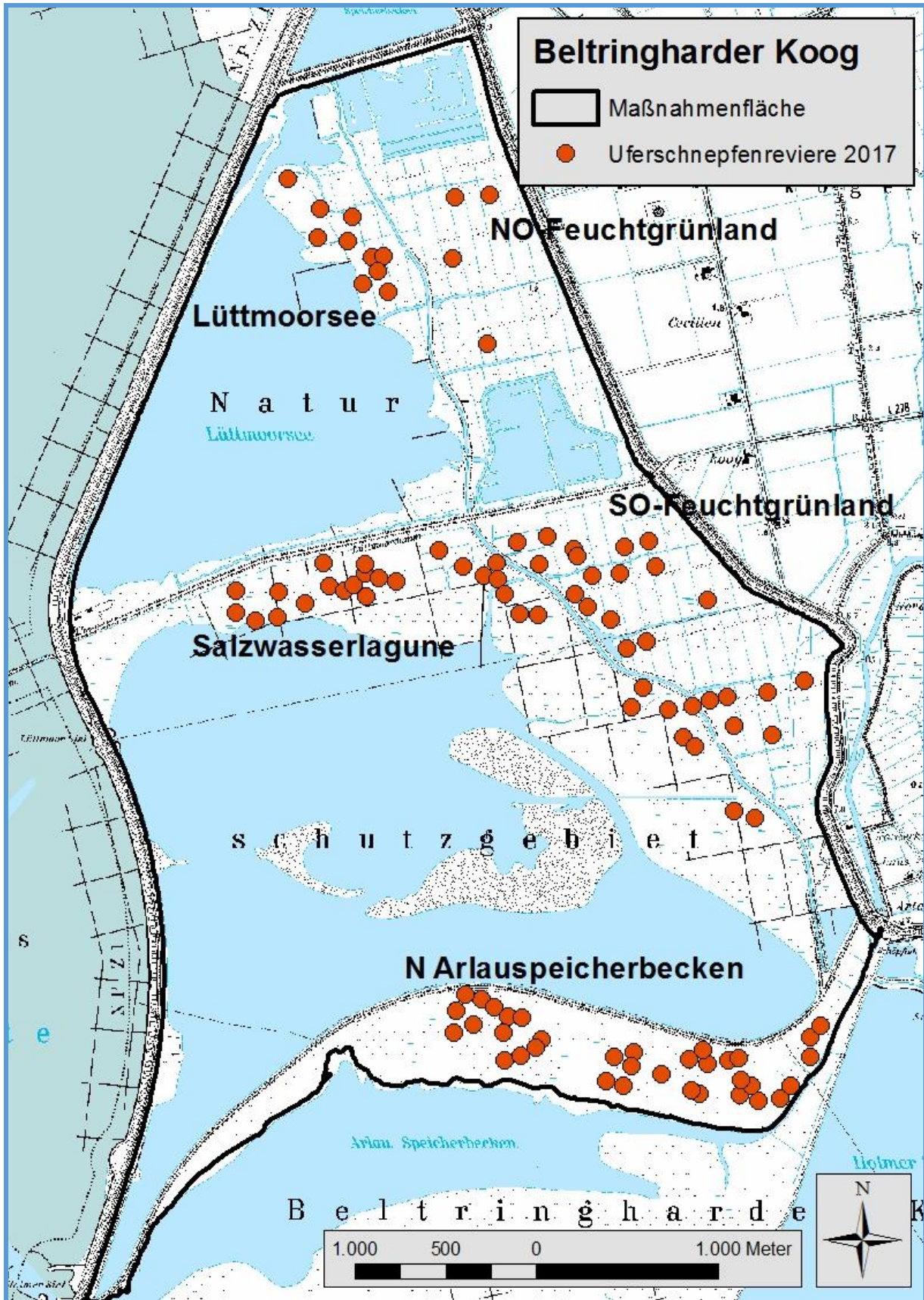


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2017.



4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Von allen Projektgebieten fand sich im Speicherkoog Süd die höchste Zahl an Uferschnepfenrevieren (113), was einen ungefähren Gleichstand im Vergleich zum Vorjahr (114) bedeutete. Die Siedlungsdichte lag allerdings mit 0,9 Revierpaaren/10 ha deutlich unter denen des Beltringharder und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Die hohe Dichte (1,8 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (Abb. 5) zeigt aber auch das große Potenzial, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) im Hinblick auf die Uferschnepfe hingewiesen hatten. Geeignete Maßnahmen wären z. B. die Umwandlung von Röhrichten in ehemaligen Spülfeldern in Grünland oder eine Vernässung geeigneter Flächen in höher gelegenen Bereichen im Südteil und im Barlter Sommerkoog.

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 mit Röhricht und Weiden bewachsener Spülfelder im Süden (Abb. 6). Konzentrationen fanden sich hingegen in Bereichen, die nicht beweidet, sondern jährlich gemulcht werden, und auf Flächen im Osten (ehemaliger Barlter Sommerkoog), bei denen es sich entweder um Mähwiesen handelt oder wo der Auftrieb des Weideviehs, meist Rinder, erst später erfolgt.

Problematisch war im Berichtsjahr die relative Trockenheit im Vergleich zu den Vorjahren in weiten Bereichen des Koogs. Vor der Brutsaison hatten im gesamten Koog Grabenräumungen stattgefunden. Neben den im Frühjahr spärlichen Niederschlägen hat der verstärkte Wasserabfluss sicher mit dazu beigetragen, dass in der anschließenden Brutsaison weite Bereiche, auch im Zentrum des Koogs, im Vergleich zu den Vorjahren ungewöhnlich trocken waren.

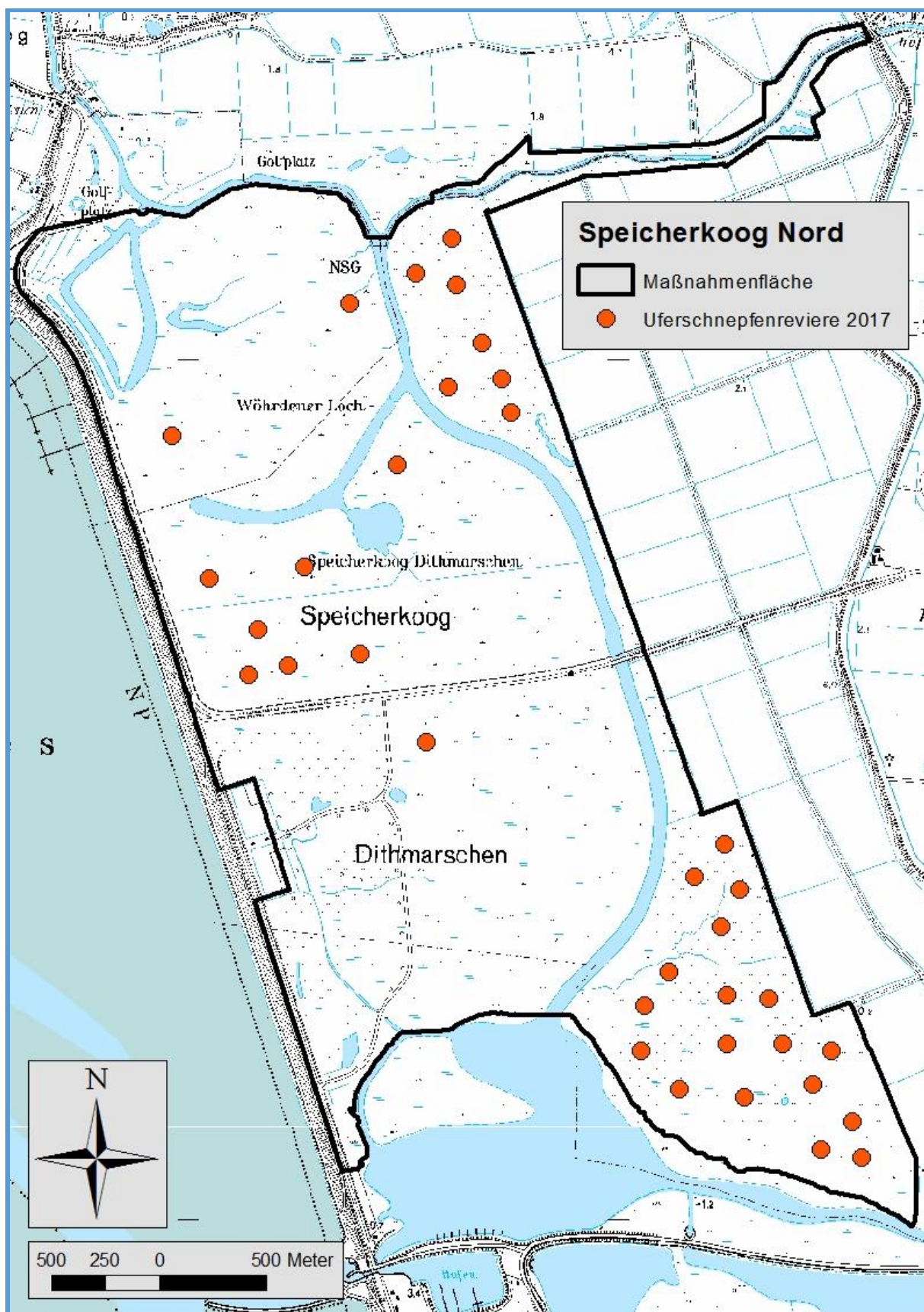


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2017.

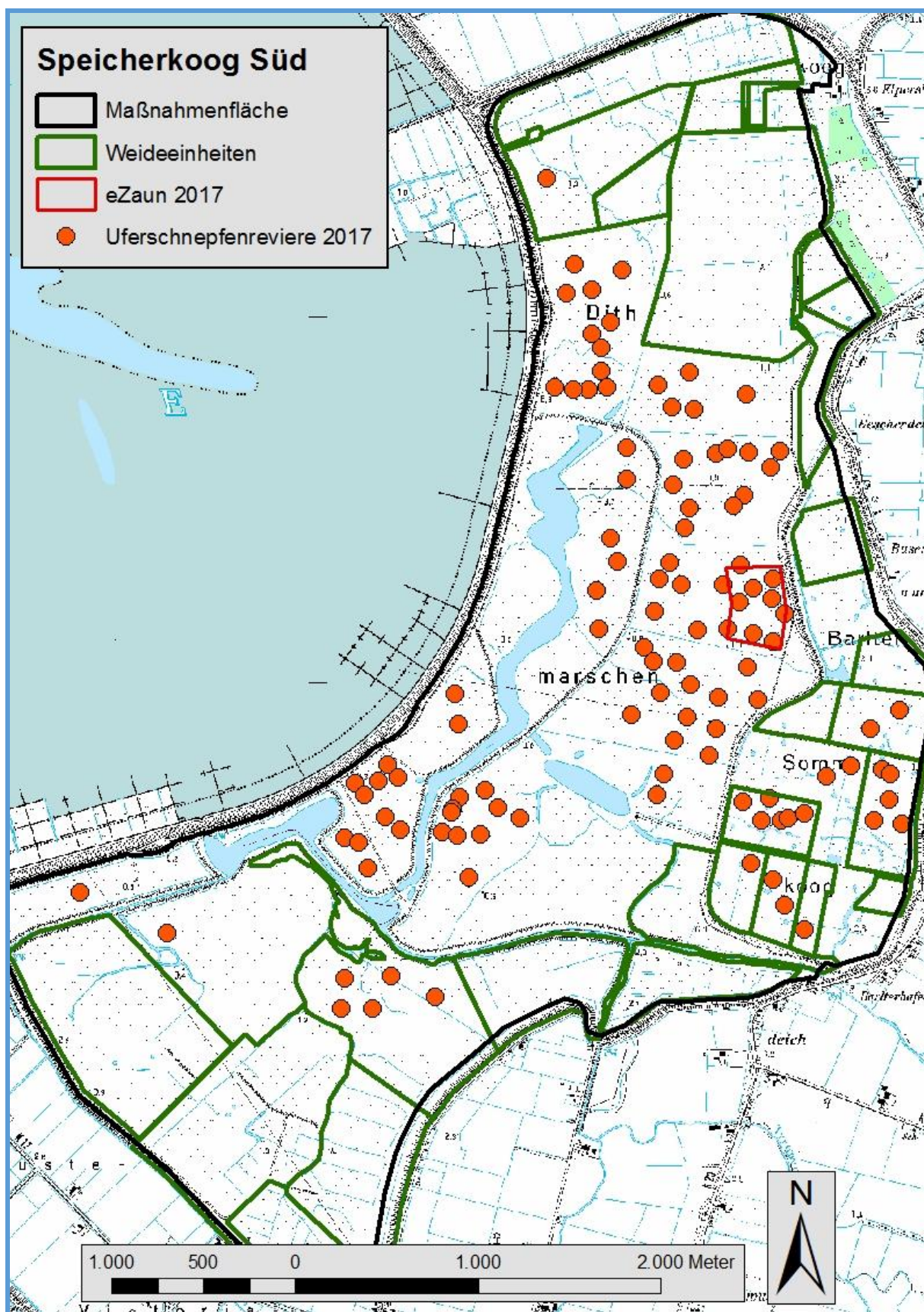


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2017.

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2017 nur noch sieben Uferschnepfenreviere ermittelt, wobei aber nur vier innerhalb der Maßnahmenfläche des Projekts lagen (Abb. 6). Drei Reviere fanden sich außerhalb im Gehrlandskoog. Der Bestand zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn abnehmenden Trend. Dies gilt sowohl für die Revierpaarzahlen in der Maßnahmenfläche, als auch im Gesamtgebiet (Tab. 1).

Im Süden der Maßnahmenflächen wurde bereits 2014/15 ein 26 ha großer Polder angelegt, zur Brutsaison 2016 kam nordwestlich daran anschließend ein weiterer (9 ha) hinzu (Abb. 6), der seither zur Brutsaison zusätzlich durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wird. Das Aufstellen des Zauns erfolgte 2017 allerdings erst nach dem Beginn der Uferschnepfenbrutsaison und sollte in Zukunft früher erfolgen, um seinen Schutzeffekt voll entfalten zu können. Im Gegensatz zu den beiden Vorjahren siedelte sich aber in den Poldern nur ein Uferschnepfenpaar an, während es außerhalb der Polder in den Maßnahmenflächen drei waren (Abb. 6).

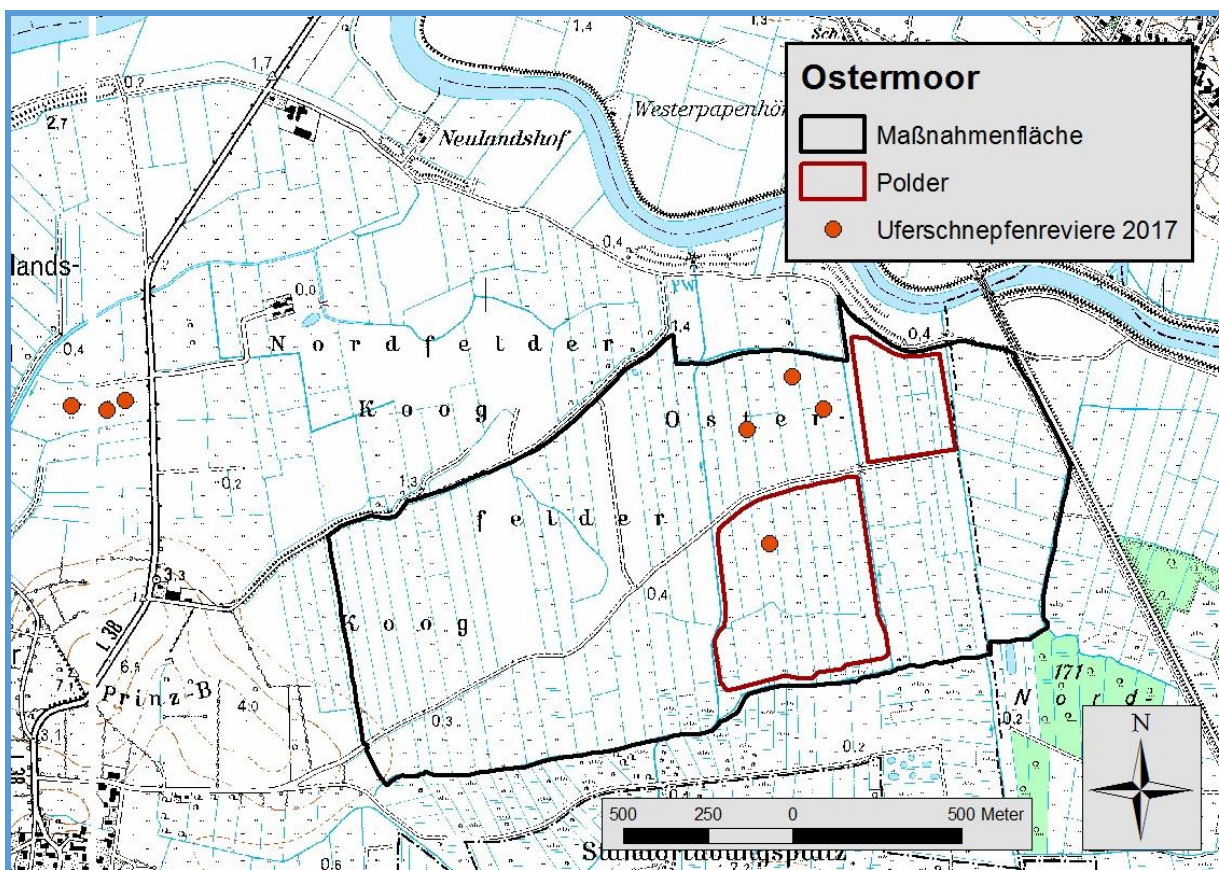


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2017.

4.1.7 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im Gebiet Alte-Sorge-Schleife etablierte 2017 lediglich ein Uferschnepfenpaar ein Revier im Nordosten der Maßnahmenfläche (Abb. 7). Warnende Uferschnepfen konnten mit fortschreitender Saison allerdings nicht festgestellt werden.

In den zur Brutsaison 2015 und 2016 angelegten Poldern im Südwesten des Gebiets sowie in den „Mäandern“ (Abb. 7) brüteten keine Uferschnepfen, obwohl diese vor der Brutzeit als Rastplatz und zur Nahrungsaufnahme genutzt wurden. Vor allem im westlichsten Polder war die Vegetation zumindest im Juni bereits zu hoch und zu dicht, um die Flächen für Wiesenvögel attraktiv erscheinen zu lassen. Allerdings brüteten in den Poldern u.a. auch wieder Fluss-, und Sandregenpfeifer, Kiebitz, Rot-schenkel, Brandgans und Löffelente, so dass sie aus naturschutzfachlicher Sicht wertvolle Ergänzungen im ansonsten, mit Ausnahme der „Spieljunken“ im Nordosten, an offenen Wasserflächen eher armen NSG sind.

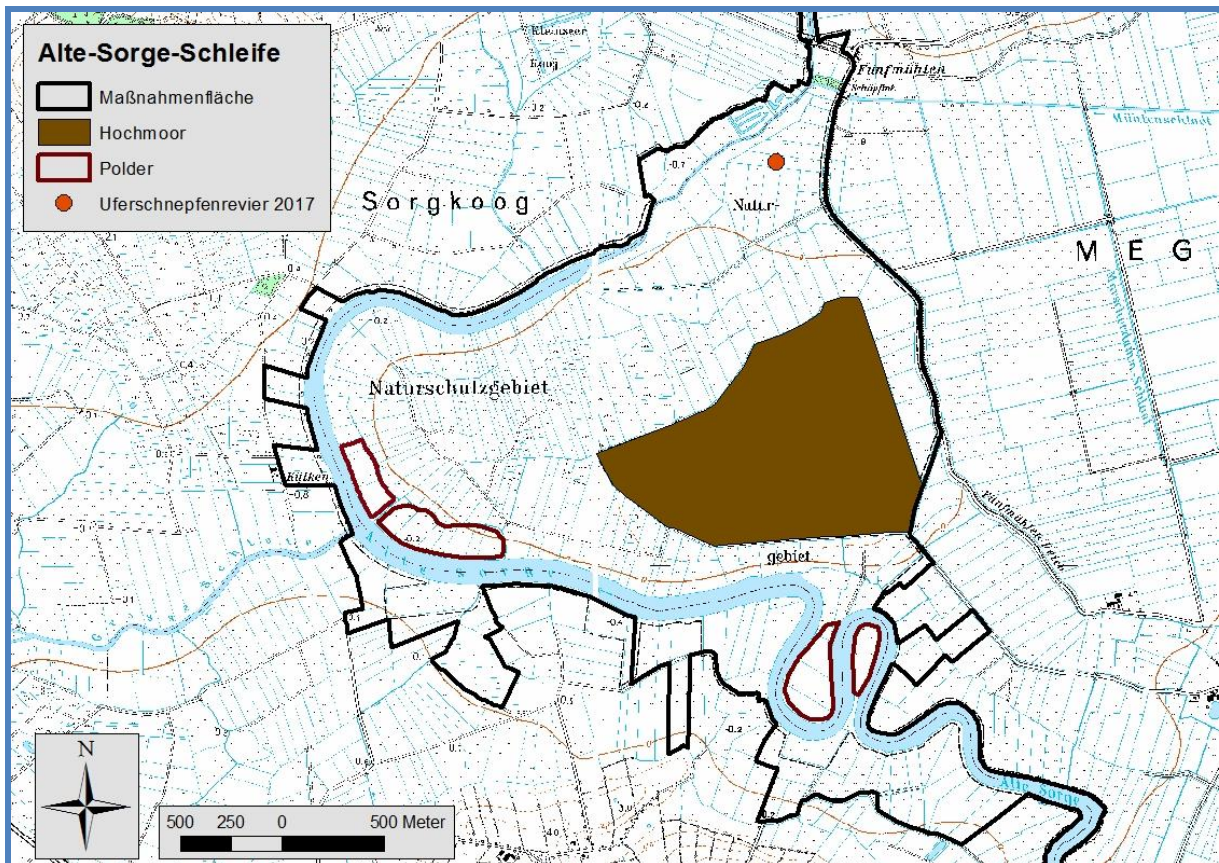


Abb. 7: Uferschnepfenrevier im NSG Alte-Sorge-Schleife 2017.

4.1.8 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 21 Uferschnepfenpaare ein Revier. Zusätzlich brüteten zwei Paare auf benachbarten Parzellen (Abb. 8). Den gleichen Wert wie im Vorjahr erreichte die Dichte mit 2,5 Revieren/10 ha und somit wieder den höchsten Wert von allen Projektgebieten (Tab. 1). Nur Teilbereiche im Speicherkoog Süd und im Eiderästuar erreichten ähnlich hohe Werte. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Maßnahmenflächen östlich von Rethdeich und eine isolierte Fläche im Nordwesten nicht besiedelt waren.

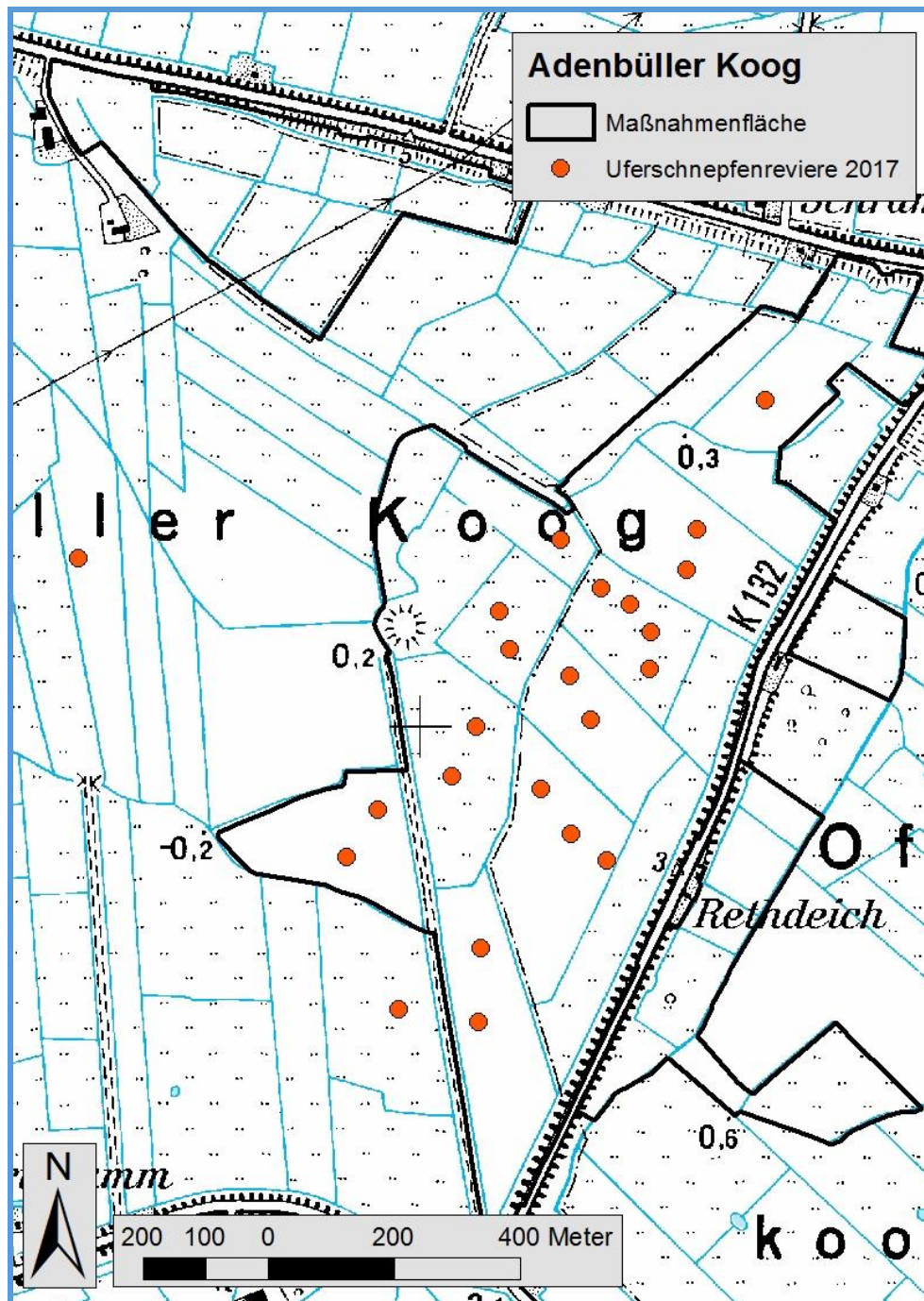


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2017.

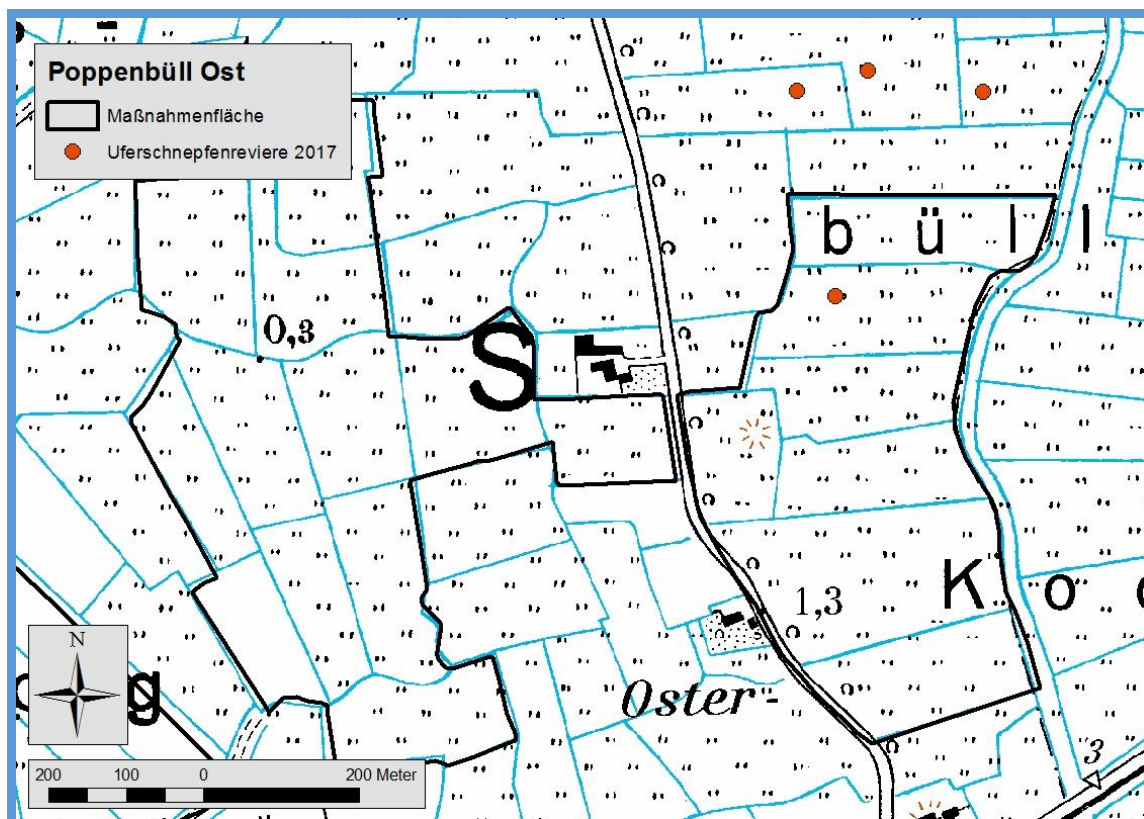


Abb. 9: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2017. Die genaue Lage der Reviere nördlich der Maßnahmenflächen ist unsicher.

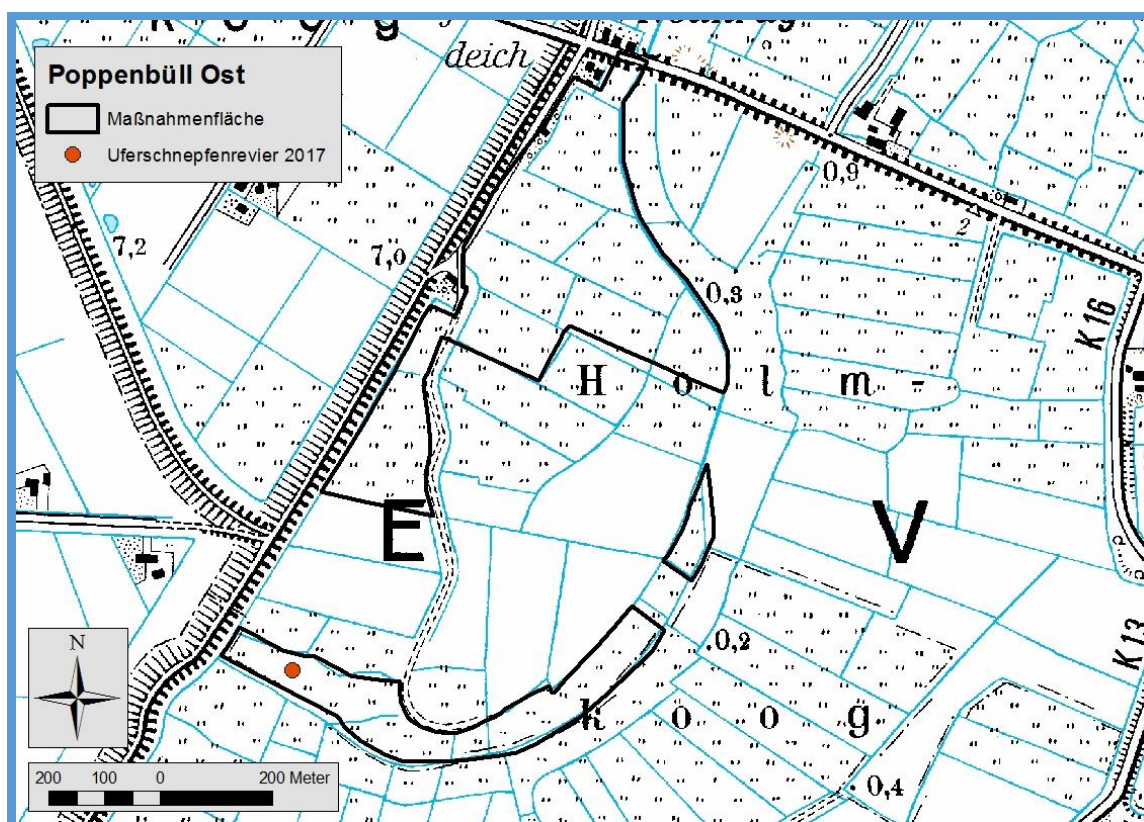


Abb. 10: Uferschnepfenrevier in Poppenbüll West 2017.



In der Fläche Poppenbüll Ost fanden sich ein Revier innerhalb sowie drei Reviere außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 9), die genaue Zuordnung war bei letzteren jedoch schwierig. Alle Reviere fanden sich östlich der Straße, die das Gebiet durchschneidet und es vor allem durch eine sie begleitende Baumreihe auch entwertet. In diesem Bereich fanden 2015/2016 umfangreiche Maßnahmen statt. Dies beinhaltete die Ertüchtigung, die Aufweitung und den Stau von Gräben und Gruppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und besonders die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung des Bereichs führte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen und 2016 wie 2017 auch zu erfolgreichen Bruten des Säbelschnäblers. Im Berichtsjahr war der Bereich für Uferschnepfen zwar attraktiv, aber es gelang nicht, sie auch in den Maßnahmenflächen zu halten. Die Reviere auf den benachbarten Parzellen fanden sich auf Mähwiesen oder Flächen, die in geringen Dichten beweidet und in ihrer Vegetationsstruktur diverser als die kurzgrasigen, dichter beweideten Projektparzellen waren. Potenzielle Bruten wurden aber wahrscheinlich Ende Mai ausgemäht.

In Poppenbüll West brütete ein Uferschnepfenpaar in den Maßnahmenflächen (Abb. 10), was den ersten Nachweis seit Projektbeginn darstellte.

4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Teilgebiet Katinger Watt konnten 36 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 11). Dies entsprach einer Dichte von 0,8 Revieren/10 ha Grünland bezogen auf das gesamte Gebiet und stellte einen deutlichen Rückgang im Vergleich zum Vorjahr dar ($\lambda = 0,68$; Tab. 1). Die einzelnen Teilflächen wiesen jedoch große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Teilgebieten fand sich nur ein Revierpaar im „Olversumer Vorland“. Dies überrascht, da diese Flächen im zeitigen Frühjahr optimal vernässt und durch ihre reich strukturierte Vegetation für Wiesenvögel gut geeignet erscheinen. Im „Naturinformationsareal“ brüteten ein und im „Nullgebiet“ vier Uferschnepfenpaare. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (29) wiesen die Eiderdammflächen auf (Abb. 11). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha² mit 2,1 Revieren/10 ha den zweithöchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldenswörter Vorland etablierte sich 2017, wie schon im Vorjahr, ein Uferschnepfenpaar im nördlichen Bereich (Abb. 12). Im südlichen Bereich führten die seit 2015 durchgeführte Beweidung mit Robustrindern, der Zaunabbau und die Mahd von Schilf nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen.

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 berücksichtigte. Zusätzlich wurden, anders als bei Friedrich & Bruns (2001), auch Gebiete nördlich des Beobachtungsturms zu den Eiderdammflächen gezählt.

Im Dithmarscher Eidervorland brütete erstmals seit 2013 wieder ein Uferschnepfenpaar (Abb. 11).

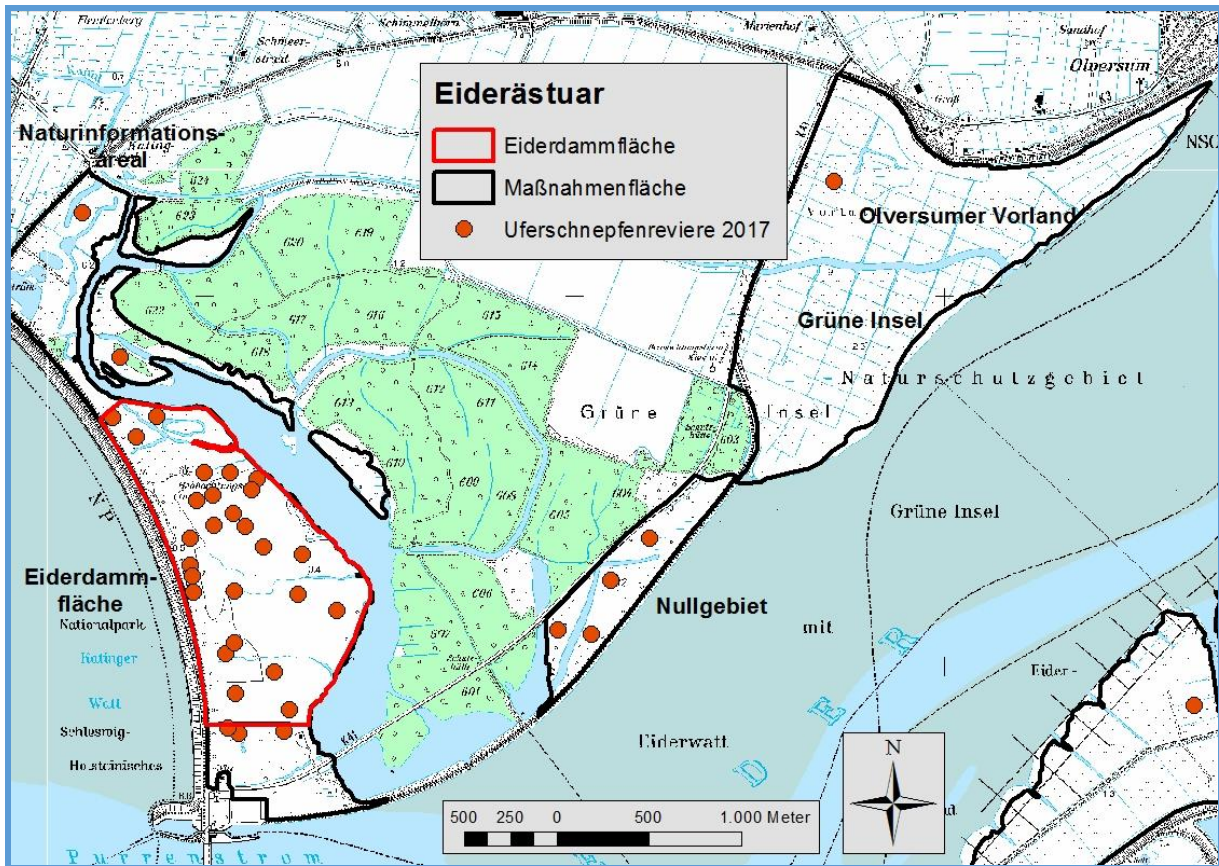


Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2017.

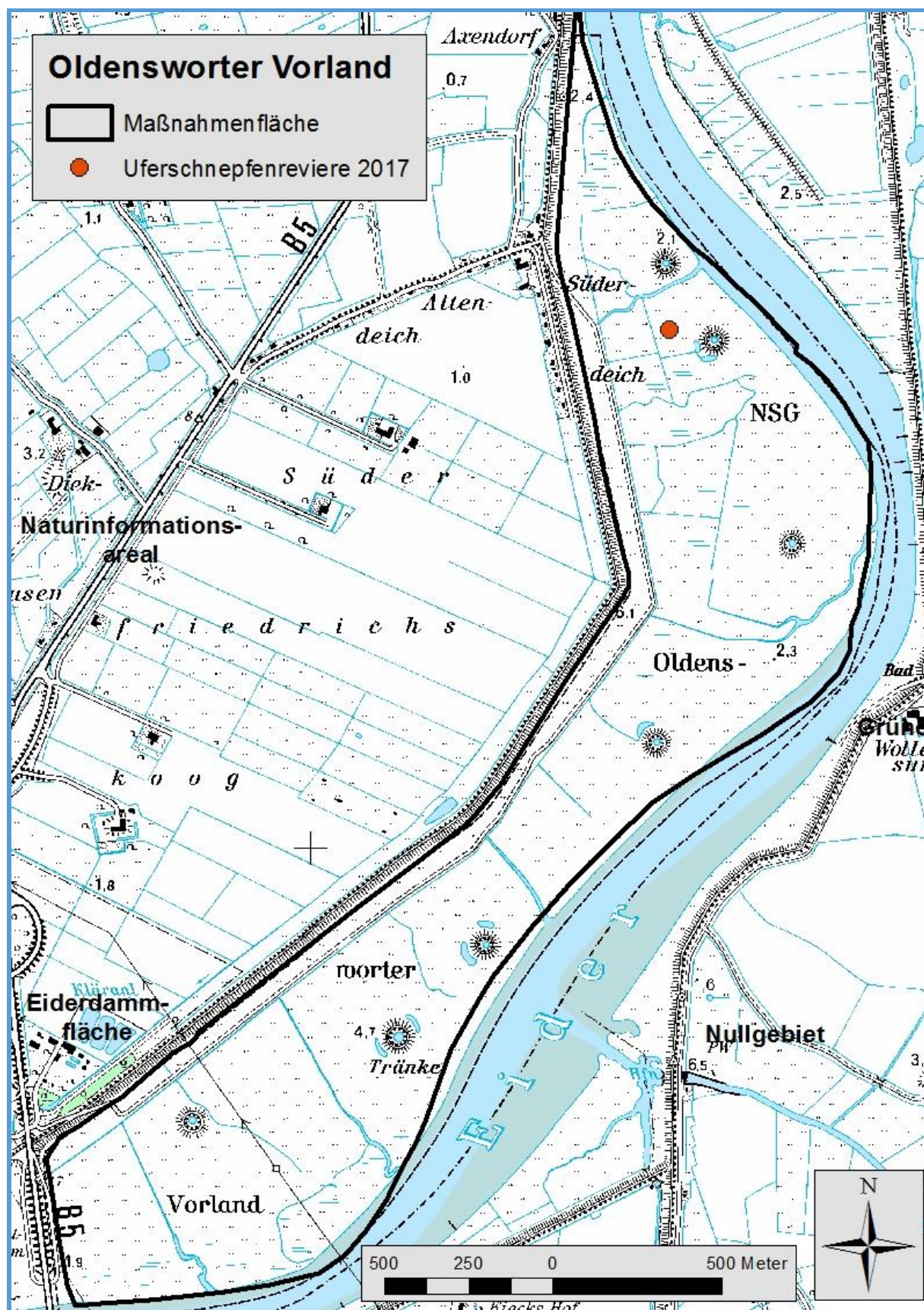


Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Oldensworter Vorland 2017.

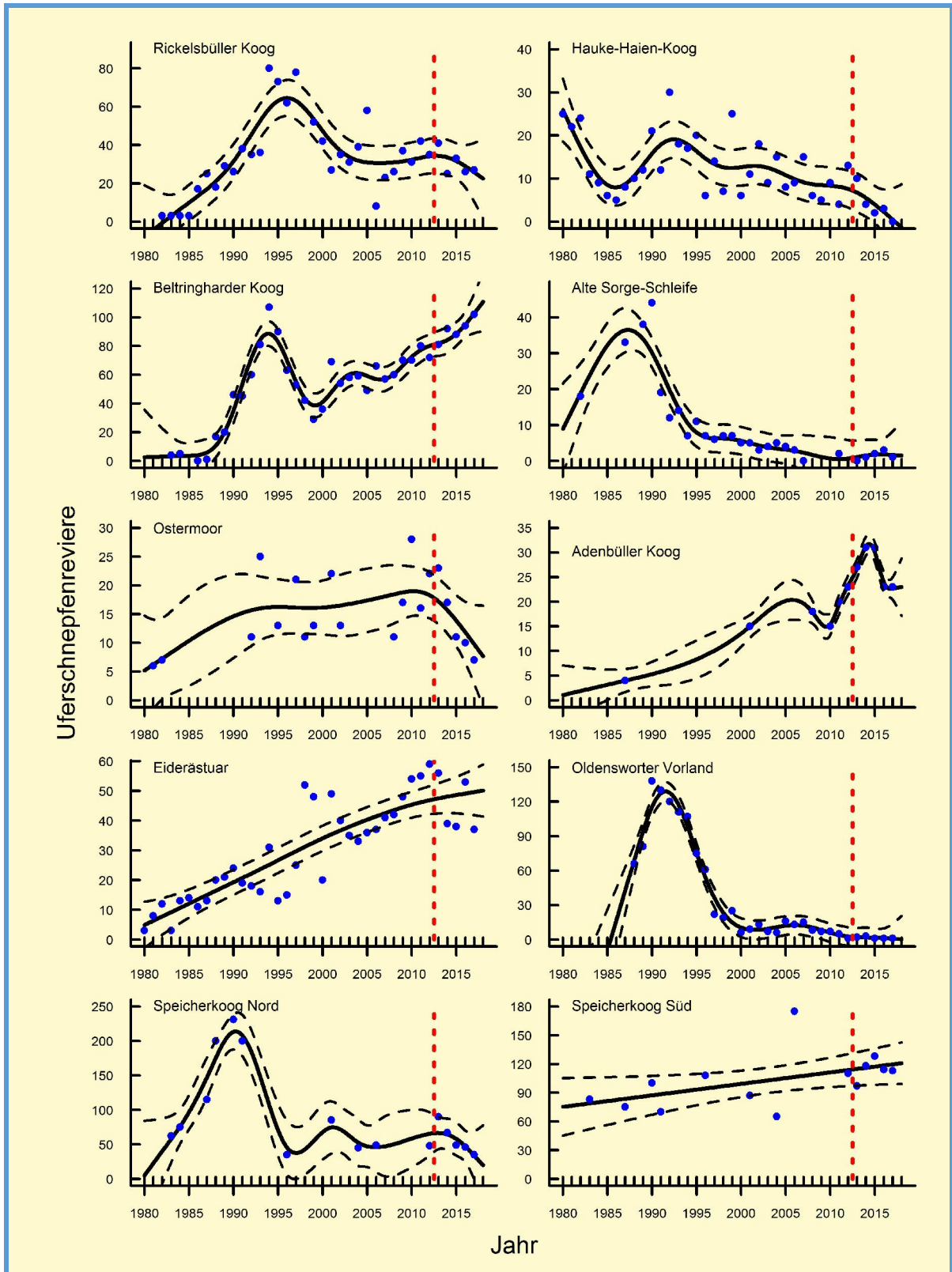


Abb. 13: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa Flächen 1980–2017. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf diese beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisierten additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95%-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

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 unterscheiden sich oft von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Ein Beispiel sind die Rückgänge der Bestandszahlen zwischen 2015 und 2017 im Speicherkoog Süd, die den langfristigen positiven Trend noch nicht beeinflussen. Einen weiterhin langfristig positiven Trend zeigen auch der Beltringharder Koog und das Eiderästuar. Allerdings kommt es im Rickelsbüller Koog, im Ostermoor und im Speicherkoog Nord in den letzten Jahren zu deutlichen Abnahmen. Im Hauke-Haien-Koog hat der seit den frühen 1990er Jahren anhaltende negative Trend seinen Schlusspunkt erreicht.

4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Gelegemonitoring

Insgesamt wurden 2017 in vier Gebieten 124 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon fand sich im Beltringharder Koog (71, Abb. 14) und im Speicherkoog Süd (36, Abb. 15). Im Adenbüller Koog waren es 14 Gelege (Abb. 16) und im Ostermoor nur drei außerhalb der Maßnahmenfläche (Abb. 17).

Die Schlupfrate variierte zwischen den Gebieten stark. Im Beltringharder Koog kamen nur 25 (35%) Gelege zum Schlupf, im Speicherkoog Süd 19 (53%). Im Adenbüller Koog waren sechs (43%) Gelege erfolgreich, während im Ostermoor die drei gefundenen Gelege verloren gingen. Die mit Abstand häufigste Verlustursache war mit 65 Fällen Prädation (88% aller Verluste), was in etwa dem Anteil aller Verluste in den Vorjahreswerten entsprach. Im Adenbüller Koog gingen zwei bis vier Gelege durch Viehtritt verloren. Im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd kam es bei jeweils zwei Gelegen zu einer vorzeitigen Brutaufgabe aus unbekanntem Gründen.

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

Gebiet	Gelege	Schlupf	Verlust			
			unklar	Prädation	Viehtritt	Aufgabe
Beltringharder Koog	71	25	-	44 ^a	-	2
Speicherkoog Süd	36	19	-	14	1	2 ^b
Ostermoor	3 ^c	-	-	3	-	-
Adenbüller Koog	14	6	2 (Viehtritt?)	4	2 (+2?)	-

^a bei vier visuell als geschlüpft eingestuftem Gelegen konnten Nestkameras Prädation durch Marderhund (3) und Dachshund (1) belegen.

^b bei einem visuell als prädiert eingestuftem Gelege konnte die Nestkamera belegen, dass es bei der „Prädation“ schon aufgegeben war.

^c Gelege außerhalb der Maßnahmenfläche.

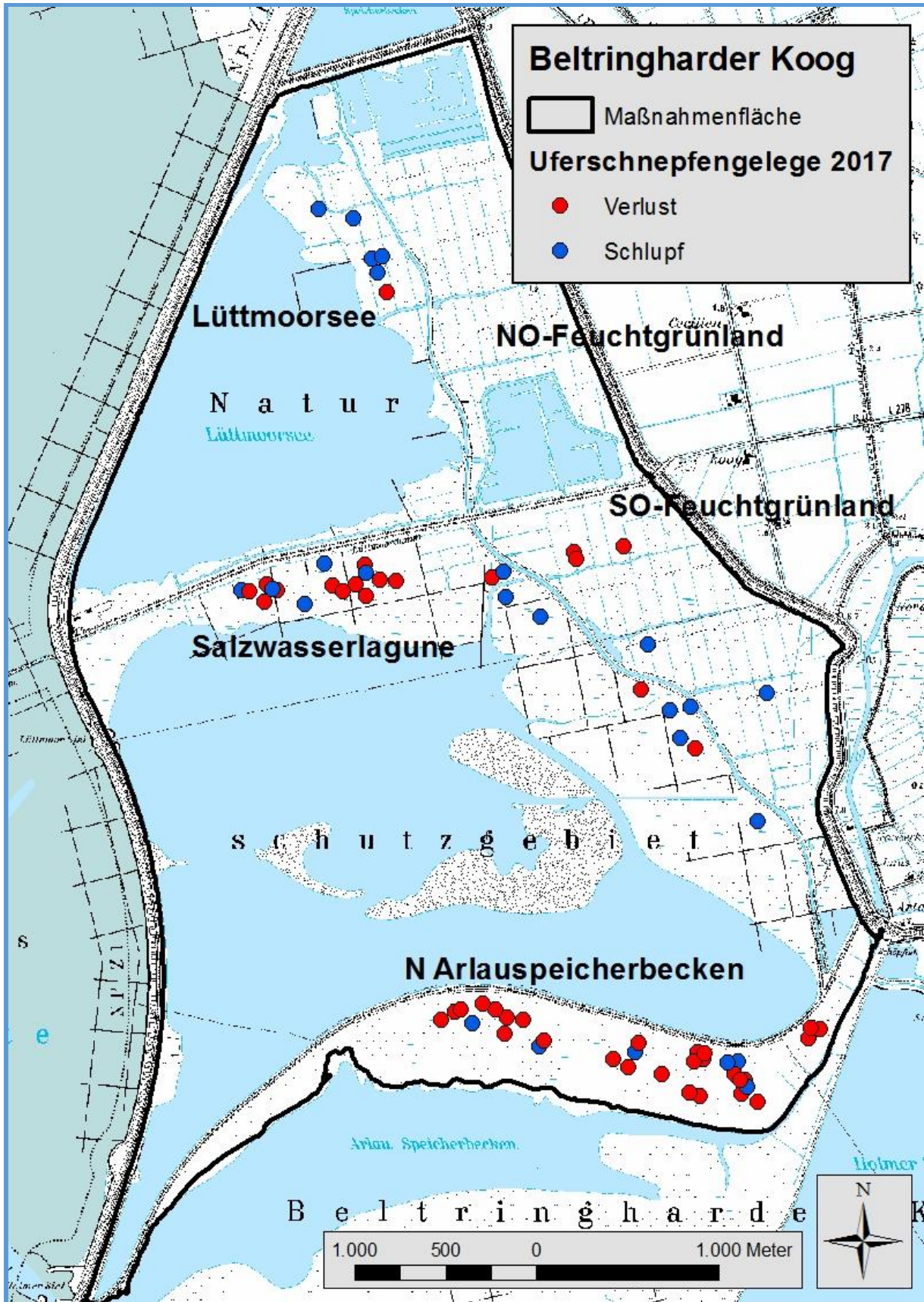


Abb. 14: Im Beltringharder Koog 2017 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

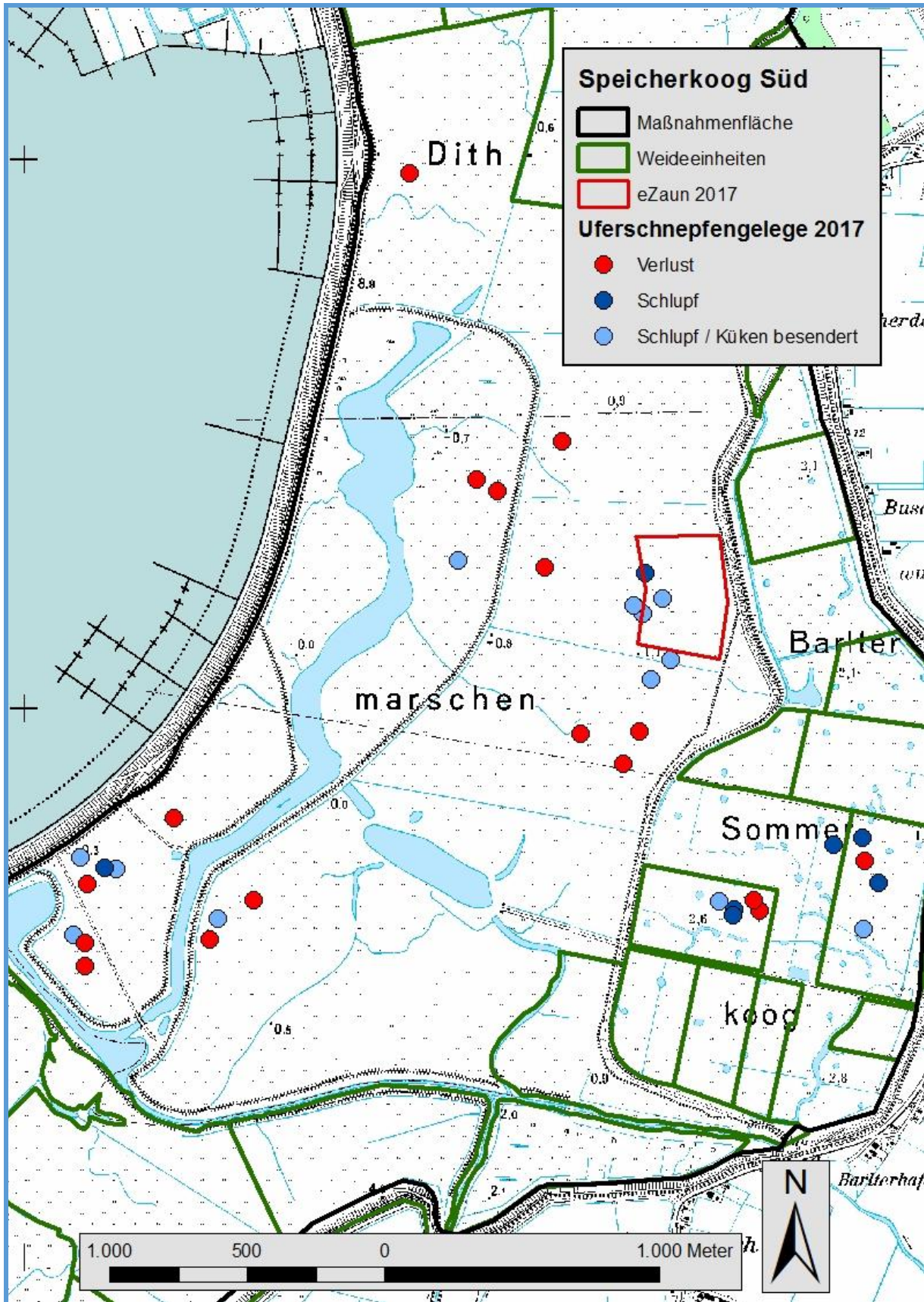


Abb. 15: Im Speicherkoog Süd 2017 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.



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 Nestsaufgabe (20% in den Niederlanden, Kentie et al. 2015), landwirtschaftliche Arbeiten (bis zu 29% in den Niederlanden) (Schekkerman et al. 2006, Bairlein & Bergner 1995, Helmecke & Hötter 2008) oder Viehtritt (Beintema & Müskens 1987, Bairlein & Bergner 1995, Junker et al. 2004, Schekkerman et al. 2008) spielen in den Projektgebieten in der Regel keine bedeutende Rolle. Hier kommt zur Geltung, dass sich die Untersuchungsflächen in öffentlicher Hand befinden und bereits mehr oder weniger gut im Sinne des Wiesenvogelschutzes unterhalten werden.

Unter den Projektgebieten bildet der Adenbüller Koog eine Ausnahme, da hier im Berichtsjahr zwei bis vier (14%-28%) der gefundenen Gelege Viehtritt zum Opfer fielen. In den Vorjahren kam es zwar auch immer wieder zu Verlusten, doch war der Anteil an den Gesamtverlusten nie so hoch gewesen, zumindest, wenn von vier Gelegeverlusten durch Viehtritt ausgegangen wird (Salewski et al. 2015, 2016). Der Grund dafür war zum einen sicher, dass auf einer dicht beweideten Parzelle 2017 mehr Gelege gefunden wurden als in den Vorjahren. Zum anderen war der Verlust durch Prädation sehr gering. Möglicherweise überdeckte starker Prädationsdruck in den Vorjahren das Problem des Viehtritts, der durch den Ausfall der Prädatoren zum Tragen kam. In Bremen werden auf beweidetem Grünland erfolgreich Gelegeschutzkörbe eingesetzt (Beyer et al. 2016). Diese sind zwar umstritten, da gelegentlich über eine erhöhte Gelegeaufgabe- und Prädationsrate von brütenden Vögeln berichtet wurde (Hardy & Collwell 2008, Johnson & Oring 2002, Murphy et al. 2003, Barber et al. 2010), was aber andere Studien nicht generell bestätigen konnten (Mabeé & Estelle 2000, Isaksson et al. 2007). Eine Steigerung des Prädationsrisikos könnte allerdings eine Folge der Konstruktionsweise der Käfige sein. Ein Versuch, mittels Gelegeschutzkörben den Schlupferfolg von Uferschnepfengelegen zu steigern, könnte sich daher auch im Adenbüller Koog lohnen und ist für die kommende Brutsaison geplant.

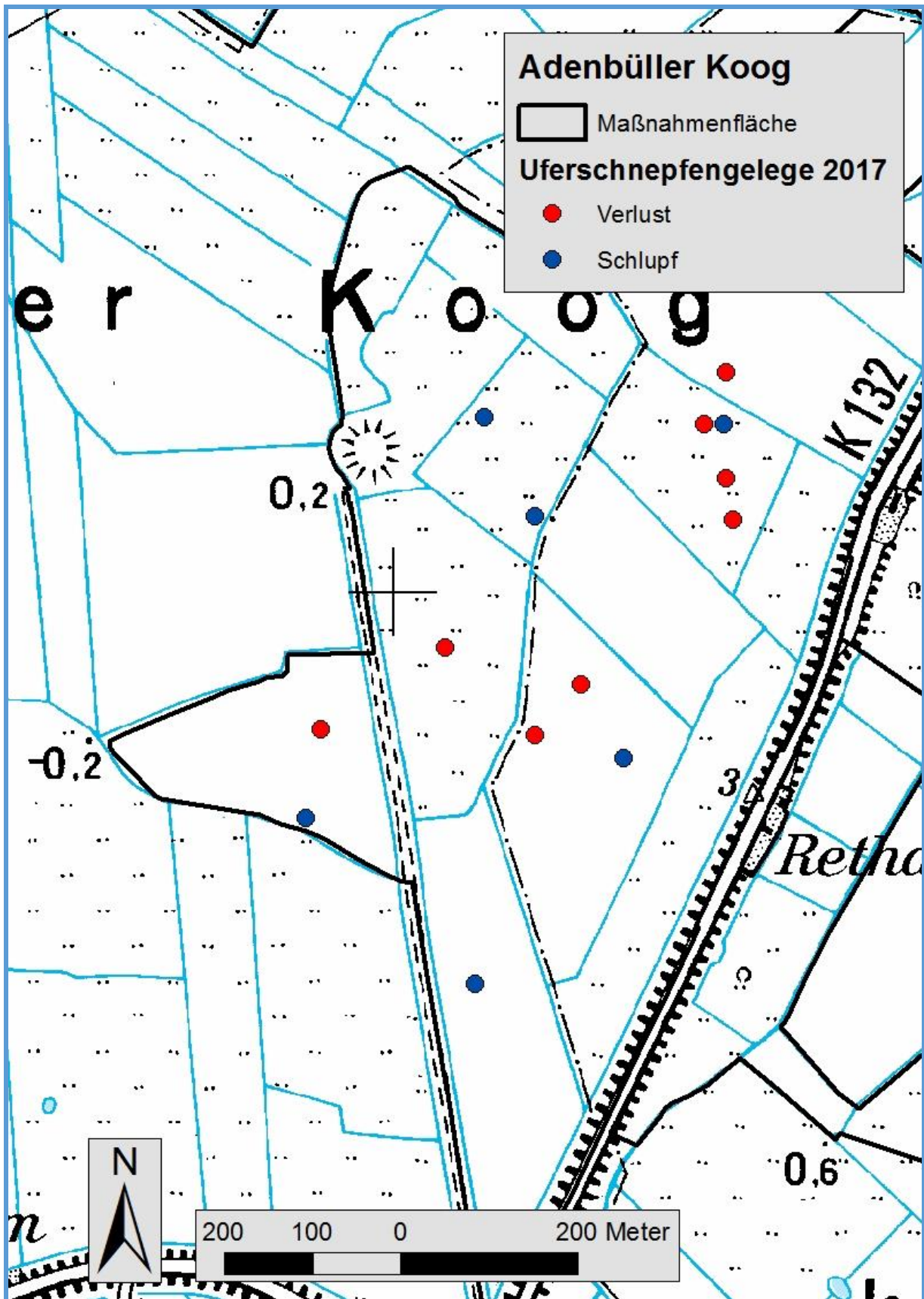


Abb. 16: Im Adenbüller Koog 2017 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

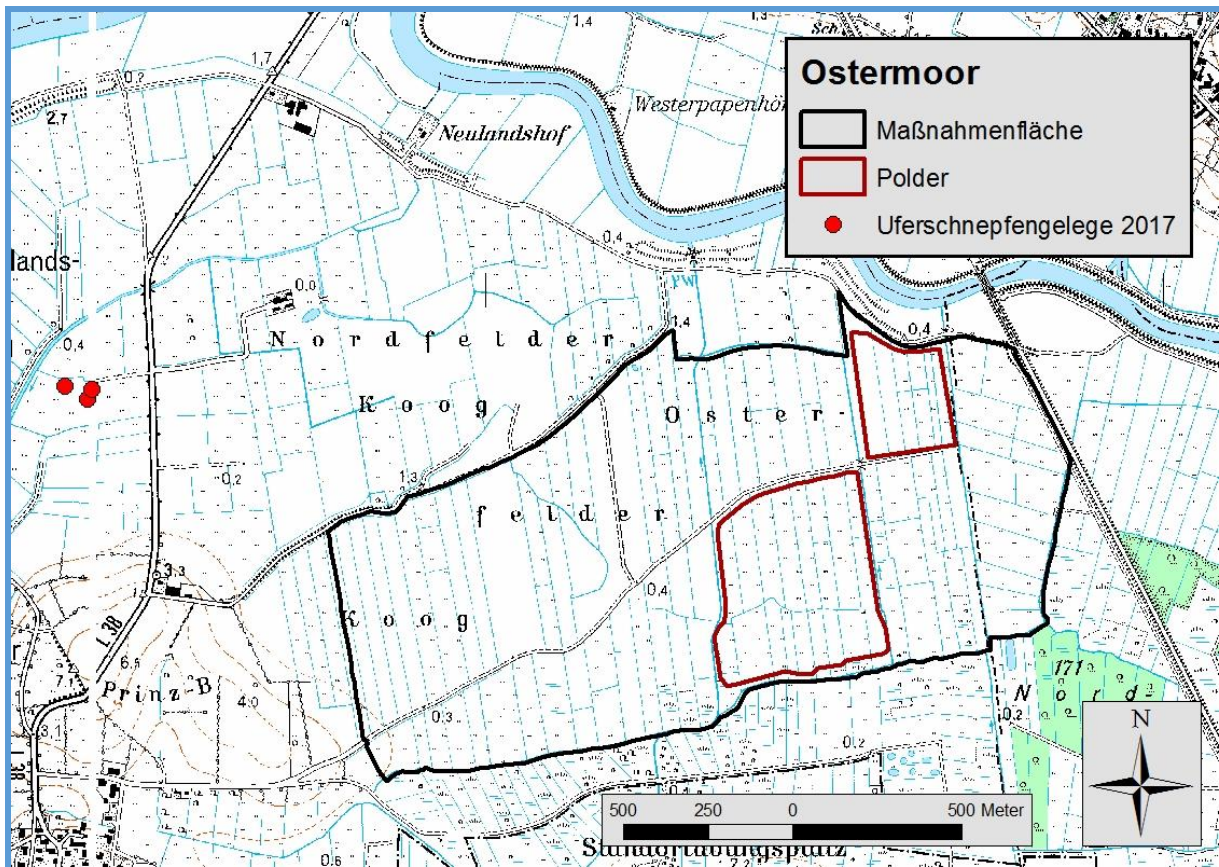


Abb. 17: Im Ostermoor 2017 gefundene Uferschnepfengelege.

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 120 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 70, Adenbüller Koog: 13, Ostermoor: 3, Speicherkoog Süd: 34). Nicht berücksichtigt wurden je ein Gelege im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd, die beim Fund schon geschlüpft waren, und ein Gelege im Speicherkoog Süd, welches beim Fund bereits prädiert war. Im Beltringharder Koog war ein Gelege bei der ersten Kontrolle nach dem Fund bereits geschlüpft und wurde ebenfalls nicht berücksichtigt. Bei vier Gelegen, die zunächst visuell als geschlüpft gewertet worden waren, konnte durch Nestkameras Prädation durch Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (3) und Dachs *Meles meles* (1) belegt werden. Diese Gelege wurden in den Modellen als „Verlust“ gewertet. Methodisch ist dies inkonsequent, aber eine Wertung als „geschlüpft“ hätte die wahre Schlupfwahrscheinlichkeit überschätzt.

Von den sechs Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten erklärte das Modell die Daten am besten, das von einem stetigen zeitlichen Trend ausging (Tab. 3). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten nahmen danach im Laufe der Saison kontinuierlich von 97% ± 1% am 06.04. auf 90% ± 4% am 03.06. ab. Getrennt nach Gebieten (Modell $\Phi_{(G+T)}$, Tab. 3) zeigt sich, dass die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten im Laufe der Saison stetig abnehmen. Im A-

denbüller Koog liegen sie über denen im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog, die sich nur leicht unterscheiden (Abb. 18). Das Ostermoor wurde nicht berücksichtigt, da sich bei nur drei gefundenen Gelegen keine verlässliche Aussage machen lässt. Für die einzelnen Gebiete ergab sich über die Saison gemittelt (Modell $\Phi_{(G)}$, Tab. 3) eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von $0,961 \pm 0,013$ im Adenbüller Koog, $0,952 \pm 0,012$ im Speicherkoog Süd und $0,950 \pm 0,007$ im Beltringharder Koog, was Schlupfwahrscheinlichkeiten von 36%, 28% und 26% entspricht.

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_cW) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC_c	ΔAIC_c	AIC_cW	N Parameter
$\Phi_{(T)}$	381,1	0	0,55	2
$\Phi_{(.)}$	382,2	1,1	0,31	1
$\Phi_{(G+T)}$	385,7	3,6	0,09	5
$\Phi_{(G)}$	385,9	4,8	0,05	4
$\Phi_{(t)}$	504,7	123,6	<0,01	89
$\Phi_{(G+t)}$	509,1	128,0	<0,01	92

Tab. 4: Schlupfwahrscheinlichkeit [%] von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten zwischen 2013 und 2017.

Gebiet	2013	2014	2015	2016	2017
Beltringharder Koog	53	27	20	47	26
Adenbüller Koog	0	4	10	12	36
Speicherkoog Süd	21	10	12	34	28

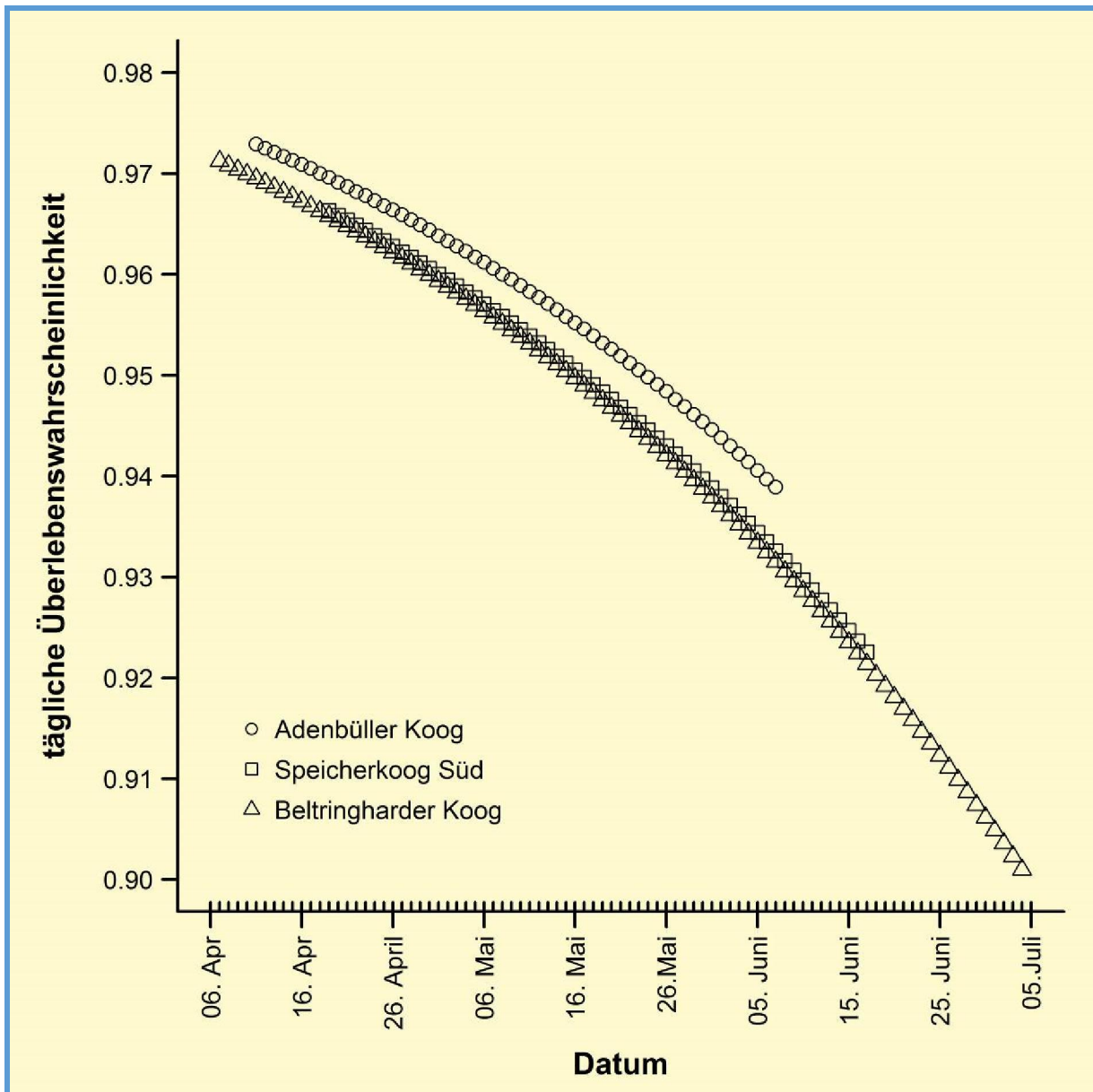


Abb. 18: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen 2017 in drei Projektgebieten. Symbole zeigen die Wahrscheinlichkeit an, vom Vortag auf den jeweiligen Tag zu überleben. Zur besseren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung von Fehlerbalken verzichtet.

Im Vergleich zu den ersten Jahren des Projekts war der Schlupferfolg im Speicherkoog Süd, wie auch schon 2016 (Salewski et al. 2016) deutlich erhöht. Im Adenbüller Koog, wo in den Vorjahren der Schlupferfolg meist sehr niedrig war (Salewski et al. 2013a, 2015), erreicht er 2017 den höchsten Wert im Vergleich mit den anderen Projektgebieten (Tab. 4). In beiden Gebieten fand ein intensives Prädatorenmanagement statt, das im Speicherkoog Süd die Entnahme von Jungföchsen aus Kunstbauten Ende April mit einschloss (H. Schmidt-Harries, pers. Mitt.). Im Umfeld des Adenbüller Koogs wurde im Jagdjahr 2016/17 intensiv Fallenjagd betrieben und 72 Prädatoren gefangen (B. Häger, pers. Mitt.). Ein kausaler Zusammenhang zwischen Prädatorenmanagement und Schlupferfolg ist möglich. Eine Untersuchung in der Eider-Treene-Sorge Niederung, nach der eine verstärkte Jagd auf Raubsäuger nicht zu

einer Erhöhung der Schlupfwahrscheinlichkeit und des Bruterfolgs führte (Jeromin et al. 2014), zeigt jedoch auch, dass sich der Zusammenhang von Raubsäugerdichten und Schlupferfolg komplexer darstellen könnte.

Im Beltringharder Koog schlüpften 2017 im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ nur sechs von 34 Gelegen (18%), während es im Vorjahr noch zwölf von 14 (86%) waren. Hier wurden durch einen Elektrozaun 2016 erfolgreich Prädatoren ausgeschlossen, 2017 gelangten diese (Fuchs, Dachs, Marderhund) jedoch trotz des Zauns in das Teilgebiet (Abb. 14) mit den beschriebenen negativen Auswirkungen auf den Schlupferfolg der Uferschnepfen.

Im Berichtsjahr wurde der Einsatz von Nestkameras fortgesetzt. Von 96 durch Kameras überwachten Gelegen kamen 37 zum Schlupf, wobei die Kameras bei sieben Gelegen das Schlupfereignis nicht festhielten (Tab. 5). Letzteres lag zumeist an der während der Bebrütungsphase hoch aufgewachsenen Vegetation. Drei Bruten wurden aus unbekanntem Gründen aufgegeben. Prädiert wurden 56 Gelege, wobei in 15 Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst wurde. Als Prädatoren konnten in 23 Fällen Marderhund und in zehn Fällen Fuchs nachgewiesen werden. Seltener waren Dachs, Rohrweihe *Circus aeruginosus* und Rabenkrähe *Corvus corone* die Verursacher von Gelegeverlusten (Tab. 5, Abb. 19). Dem in den Vorjahren gelegentlich häufig aufgetretenen Iltis *Mustela putorius* (Salewski et al. 2015) fiel im Berichtsjahr keines der mit Kameras überwachten Gelege zum Opfer.

Tab. 5: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras.

Gebiet	Gelege	Verlust durch								
		Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Prädation (nicht erfasst)	Fuchs	Marderhund	Dachs	Rohrweihe	Rabenkrähe	Aufgabe/unklar
Beltringharder Koog	68	20	5	10	6	22	4	-	-	1
Speicherkoog Süd	24	10	2	5	1	-	-	2	2	2
Ostermoor	3*	-	-	-	3	-	-	-	-	-
Adenbüller Koog	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Summe	96	30	7	15	10	23	4	2	2	3

* außerhalb der Maßnahmenflächen.

Im Vergleich zu den Vorjahren ergaben sich deutliche Unterschiede hinsichtlich des Prädatorenspektrums in den einzelnen Gebieten. Zwischen 2013 und 2016 war in jeder Brutsaison der Fuchs der häufigste Prädator (Abb. 20). Im Berichtsjahr wurde er jedoch vom Marderhund abgelöst, was vor allem auf seine starke Dominanz im Beltringharder Koog zurückzuführen war (Tab. 5). Der Marderhund zählt zu den Neozoen, die erst durch die Aktivitäten des Menschen in Europa heimisch wurden (Grimmberger et al. 2009). In Schleswig Holstein breitet sich der Marderhund stark aus und seine Bestände befinden sich noch in der exponentiellen Wachstumsphase, worauf die stark ansteigenden Jagdzahlen hinweisen (MELUR 2016). Ein Ende dieses Anstiegs ist noch nicht abzusehen. In seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet zählt der Marderhund zu einem der bedeutendsten Prädatoren von Watvogelgelegen (Kolomiytsev & Poddubnaya 2014). Er könnte somit in den nächsten Jahren zu einem größeren Problem für Bodenbrüter in Schleswig-Holstein werden.

Bemerkenswert ist, dass drei durch einen Marderhund und ein durch einen Dachs prädiertes Gelege zunächst als geschlüpft eingestuft wurden. Dies erfolgte auf Grund kleiner Eischalensplitter in der Nestmulde, die für einen Schlupf typisch sind (Green et al. 1987). Nach den Bildern der Kameras scheinen vor allem Marderhunde Eier oft in der Nestmulde zu zerkauen. Wenn sich die Gelege kurz vor dem Schlupf befinden, bleiben dabei keine Eiinhaltsreste in der Nestmulde zurück, sondern nur einige Schalensplitter, wie sie für ein Schlupfereignis kennzeichnend sind. Die festgestellte Zunahme des Marderhunds als Gelegeprädator könnte somit zu einer Überschätzung des Schlupferfolgs von Wiesenvögeln führen, wenn keine Kameras zum Gelegemonitoring eingesetzt werden.

Im Speicherkoog Süd dominierten zum ersten Mal Vögel unter den nachgewiesenen Prädatoren (Tab 5). Rabenkrähen konnten zum ersten Mal überhaupt in zwei Fällen als Gelegeprädatoren im Rahmen des LIFE-Limosa Projekts nachgewiesen werden. In zwei weiteren Fällen erwiesen sich Rabenkrähen als Sekundärprädatoren: Nachdem ein Gelegen aufgegeben und ein weiteres bereits von einer Rohrweihe zerstört worden war, fraßen Rabenkrähen die verbliebenen Resteier (Abb. 19). Die Bilder legen nahe, dass dabei auch die für Rabenkrähen typischen Schnabelspuren in den Eischalen hinterlassen werden. Eine Abschätzung des Prädatorenspektrums nach im Gelände gefundenen Spuren (Green et al. 1987, Bellebaum & Boschert 2003) könnte somit den Anteil der Verluste durch Rabenkrähen überschätzen.

Trotz des Auftretens von Rabenkrähen und Rohrweihen überwogen insgesamt nächtlich aktive Säuger unter den Gelegeprädatoren mit etwa 90% aller nachgewiesenen Verlustursachen stark (Tab. 5). Dies entspricht auch den meisten Untersuchungen in anderen Gebieten und oft war der Fuchs dort der Hauptprädator (Jonas 1979, Seitz 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Teunissen et al. 2008). Lediglich in einer Studie überwogen die im Rahmen von LIFE-Limosa nie nachgewiesenen Sturmmöwen *Larus canus* (Lind 1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zu-

nahme von Raubsäugern (Langgemach & Bellebaum 2005). Ein zielführendes Prädatorenmanagement sollte sich daher auf diese konzentrieren, da Greif- und Rabenvögel als Verlustursachen von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielen.

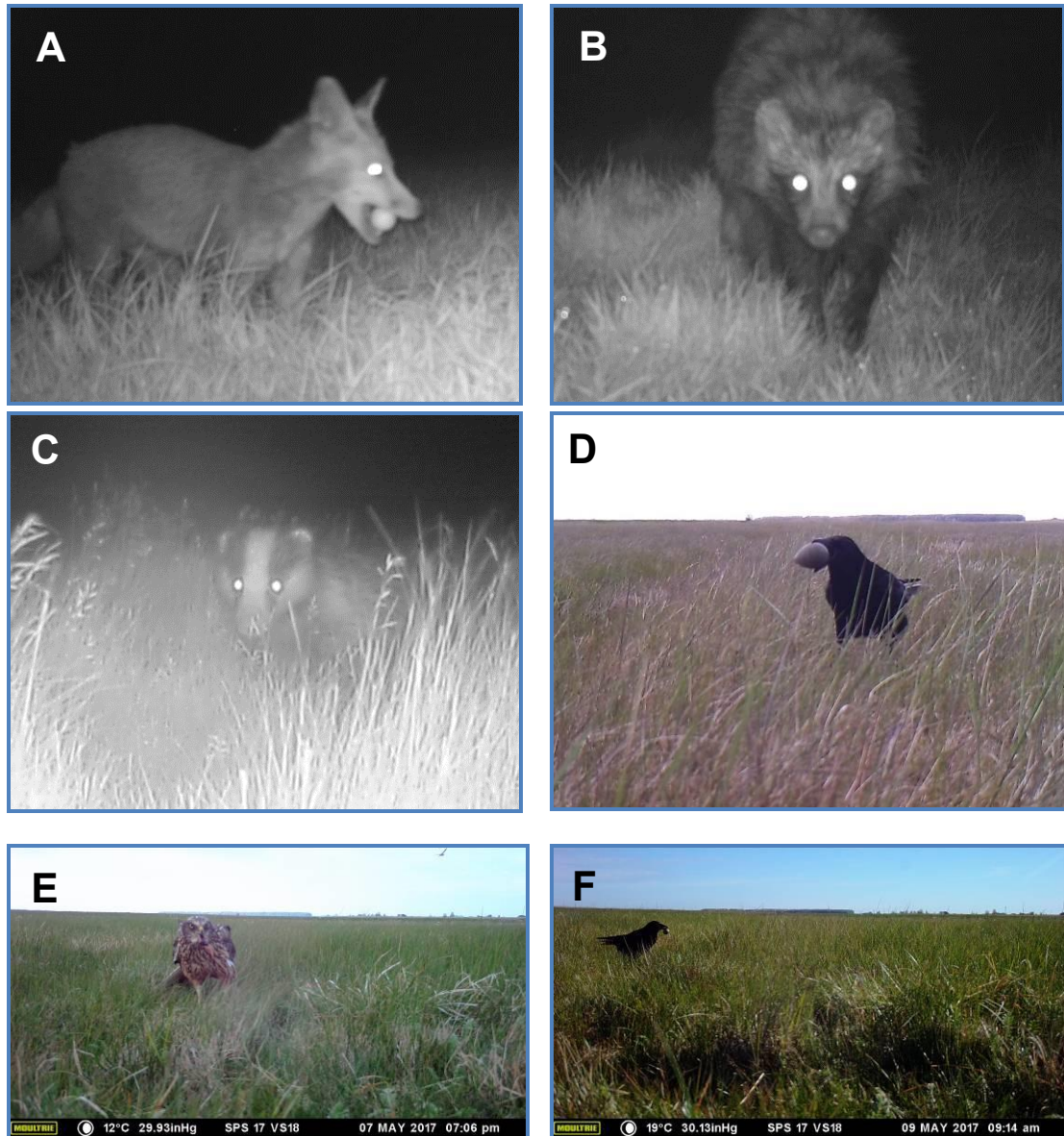


Abb. 19: Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2017. A: Fuchs (Ostermoor), B: Marderhund (Adenbüller Koog), C: Dachs (Beltringharder Koog), D: Rabenkrähe, E: Rohrweihe, F: Sekundärprädatation des gleichen Geleges wie in E zwei Tage nach der Prädation durch eine Rohrweihe (siehe Informationsstreifen auf den Bildern).

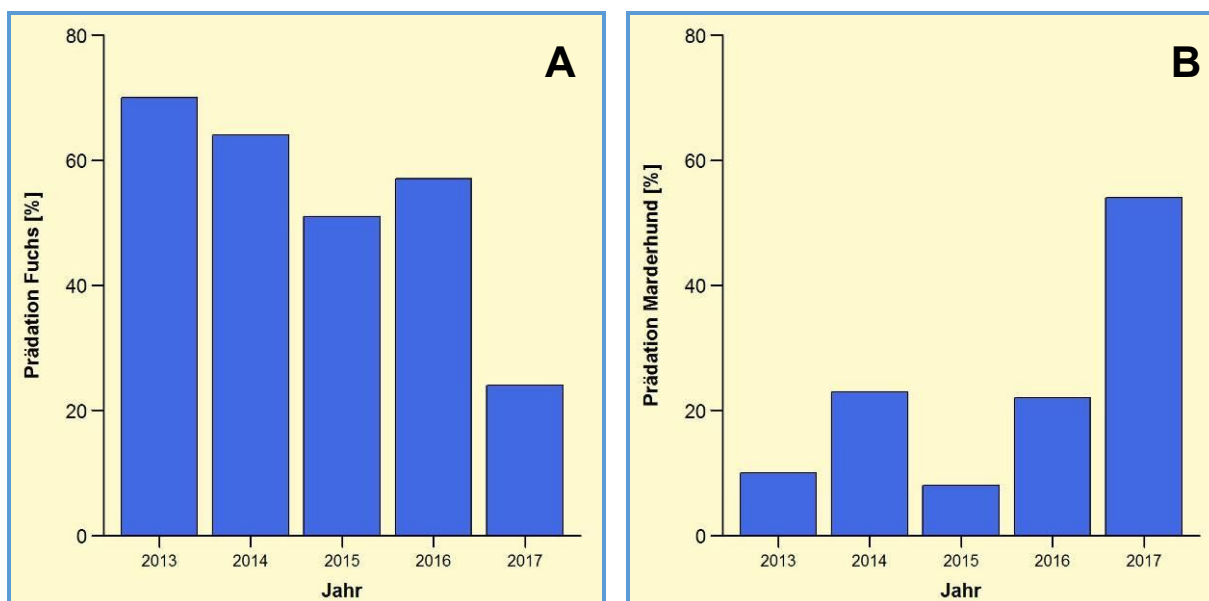


Abb. 20: Bedeutung von Fuchs (A) und Marderhund (B) als Prädator an Uferschnepfengelegen. Dargestellt ist der Anteil der Verluste durch den jeweiligen Prädator an allen Prädationsereignissen, die im entsprechenden Jahr mittels der Nestkamera einem bestimmten Prädator zugeordnet werden konnten.

4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Watvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da bei einem Gelegeverlust oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber bei einem Kükenverlust (Scheckerman et al. 2009). Im Speicherkoog Süd wurden 30 junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet. Zwei der Sender sind vermutlich vorzeitig vom Küken abgefallen. Etwa die Hälfte (13) der verbleibenden besenderten Küken verschwand spurlos (Tab. 6), obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht und die im Koog bekannten Fuchsbaue sowie die beiden aktiven Horste des Mäusebussards *Buteo buteo* regelmäßig zur Sendersuche aufgesucht wurden. In drei Fällen wurden Sender an einem Rupfplatz von Greifvögeln gefunden, eine Rupfung unter einem Zaunpfahl wies ebenfalls auf den Verlust durch einen Greifvogel hin (Abb. 21A, B). Bei fünf weiteren im Gelände gefundenen Sendern deuten Kükenreste, die zum Teil eingegraben waren, einen Raubsäuger als Verlustursache an (Abb. 21C, D). Bei drei Sendern, die ohne weitere Hinweise im Gelände lagen, ist der Prädator unbekannt.

Tab. 6: Verbleib der Sender bzw. der mit Sendern ausgestatteten Küken.

Küken-/Senderschicksal	Anzahl
Sender vorzeitig abgefallen	2
Sender spurlos verschwunden	13
Prädation, wahrscheinlich Raubsäuger	5
Prädation, wahrscheinlich Greifvogel	4
Sender im Gelände gefunden/Prädation	3
Flügge	3
Summe	30

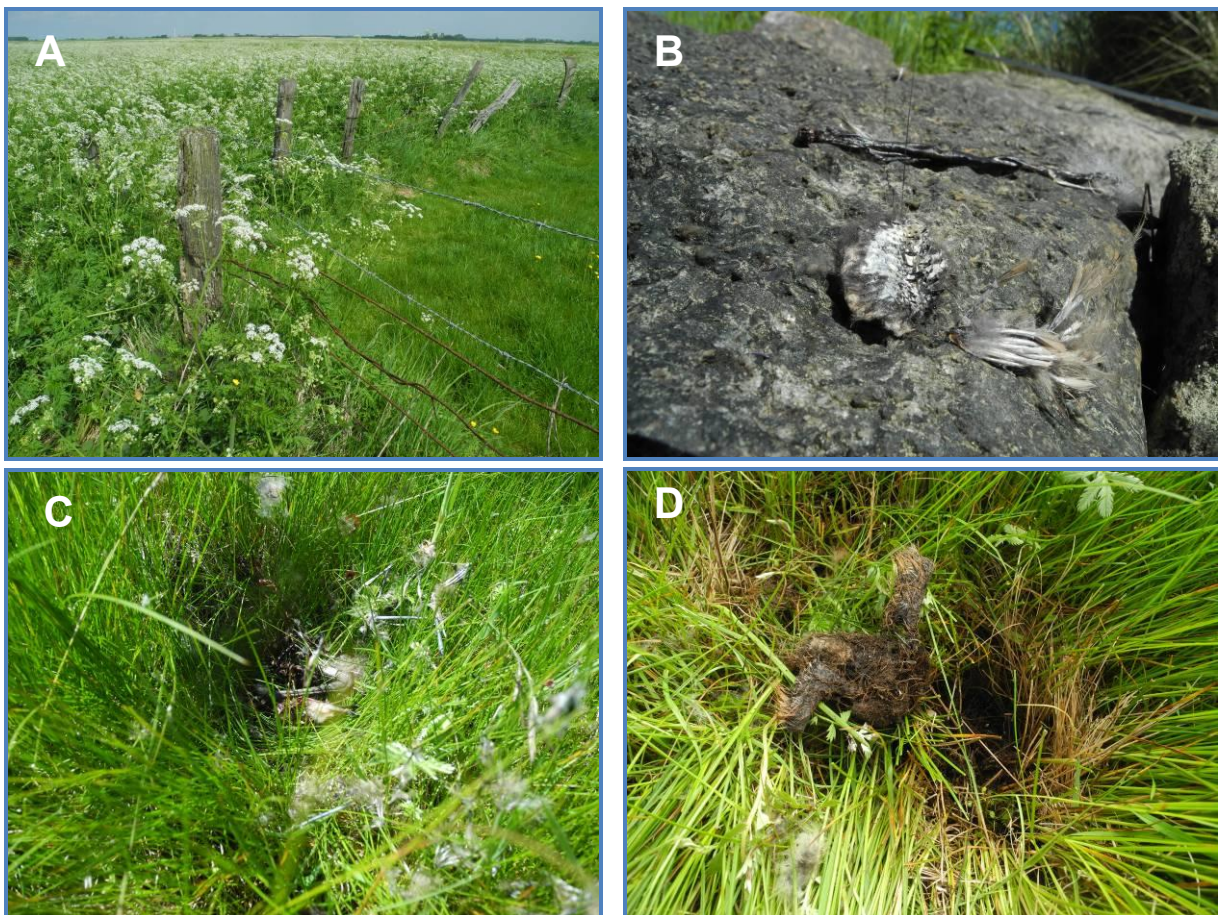


Abb. 21: Fundumstände von besenderten Küken oder Sendern. A: Kükenrupfung an einem Zaunpfahl und B: Kükenreste auf einem alten Steindeich deuten auf die Rupfung durch einen Greifvogel hin. C: Kükenreste im Gelände und D: teilweise eingegrabene Küken zeigen Prädation durch einen Raubsäuger an.

Von den sechs Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Modell $\Phi_{(T)}$, welches von einem stetigen zeitlichen Trend der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 7). Demnach nahm die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken während der Saison stetig ab: Während die Wahrscheinlichkeit, den ersten Tag zu

überleben, noch 0,96 betrug, belief sie sich am letzten Tag auf 0,86. Allerdings wurde das Modell, das von einer konstanten Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Saison ausging (Modell $\Phi_{(.)}$) von den Daten annähernd gleich gut gestützt wie das Modell $\Phi_{(T)}$. ($\Delta AIC = 0,5$; Tab. 6). Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken während der ganzen Saison $0,93 \pm 0,01$, was mit einer Wahrscheinlichkeit, flügge zu werden, von 13% korrespondiert.

Tab. 7: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd besenderten Uferschnepfenküken.

Modell	AIC _c	ΔAIC_c	AIC _{cW}	N Parameter
$\Phi_{(T)}$	0123,8	0,0	0,38	2
$\Phi_{(.)}$	124,3	0,5	0,30	1
$\Phi_{(Alter)}$	125,5	1,7	0,16	2
$\Phi_{(T+Alter)}$	125,6	1,8	0,15	3
$\Phi_{(t)}$	227,5	103,7	<0,01	57
$\Phi_{(t+Alter)}$	229,1	105,3	<0,01	58

Die Wahrscheinlichkeit der im Speicherkoog Süd besenderten Küken, flügge zu werden, war im Vergleich zu den Vorjahren sehr hoch (Abb. 22). Sie erreichte damit aber noch nicht die Werte in anderen Gebieten (Groen & Hemerik 2002, Roodbergen & Klok 2008, Mielke 2015; für sehr niedrige Wahrscheinlichkeiten, flügge zu werden, siehe z. B. Helmecke & Hötter 2010, Kentie et al. 2013). Die 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) eine Prädation des betreffenden Kükens angenommen. Daher gehen wir davon aus, dass die niedrigen Überlebenswahrscheinlichkeiten nicht auf Verlust oder Ausfall der Sender, sondern auf Prädation der Küken zurückzuführen sind. Als Prädatoren von Uferschnepfenküken kommen sowohl Säuger als auch Greifvögel in Frage (siehe auch Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008), was bei der Planung von Managementmaßnahmen zu beachten ist. So ist neben einem oben beschriebenen Management der Säuger darauf zu achten, dass in einer ansonsten für den Wiesenvogelschutz zu erstrebenden offenen Landschaft zur Kükenführungszeit (Mai, Juni) Inseln höherer Vegetation vorhanden sind, in denen sich Küken vor Greifvögeln verstecken können (Schekkerman et al. 2006).

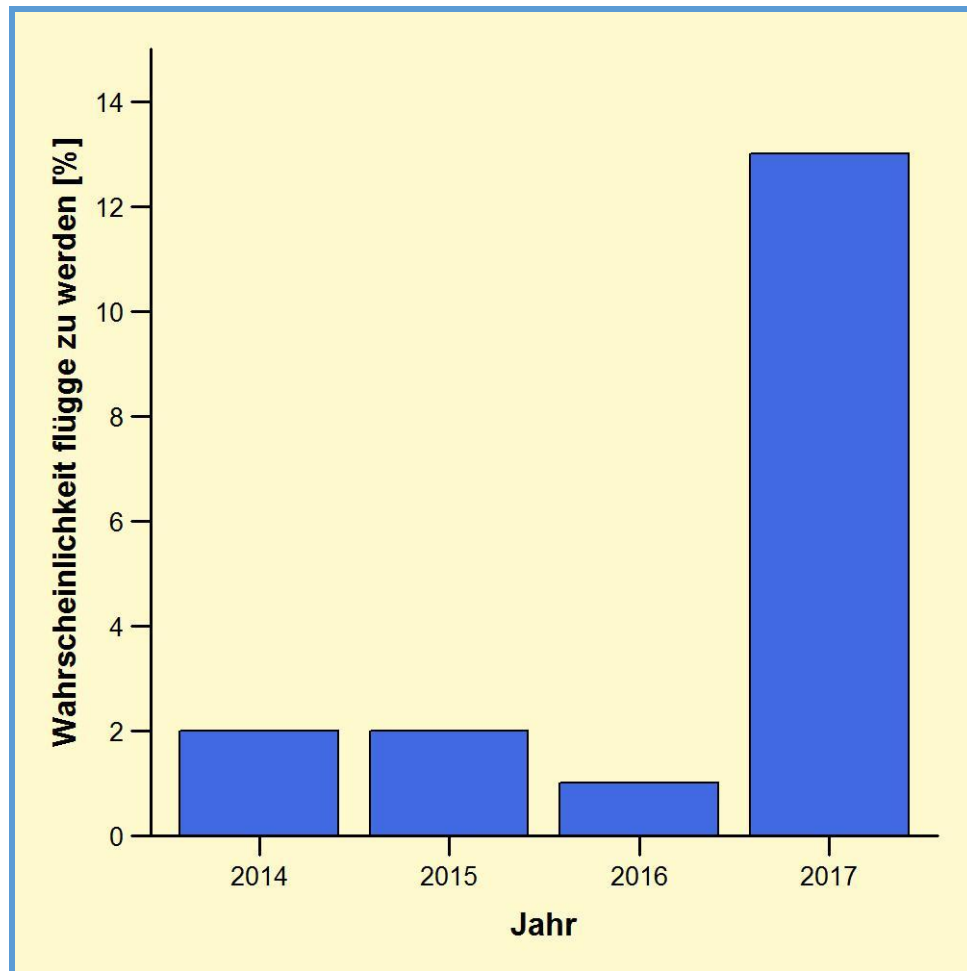


Abb. 22: Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2017 besenderten Uferschnepfenküken, flügge zu werden.

4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in einigen Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Ostermoor konnten im Berichtsjahr keine sicher flüggen Jungvögel beobachtet werden. Zwei über einen Zeitraum von fast vier Wochen auf einer Mähwiese nördlich der Maßnahmenflächen intensiv warnende Paare waren aber sicher erfolgreich. Ein fast flügger Jungvogel konnte am 04.07. beobachtet werden. Wenn für jedes erfolgreiche Paar mindestens ein flügger Jungvogel angenommen wird, würde der Bruterfolg mindestens 0,3 flügge Junge/Brutpaar betragen.

Im Adenbüller Koog konnten insgesamt sechs flügge Junge beobachtet werden, was einem Bruterfolg von 0,3 flüggen Jungen/Brutpaar entspricht (Tab. 7). Im Juni und teilweise bis Ende Juli (drei Paare) warnten bis zu zwölf Uferschnepfenpaare über einen Zeitraum von drei bis vier Wochen intensiv. Gleichzeitig konnten aber nicht alle Parzellen wegen der Beweidung durch Bullen mit der gewünschten Intensität abgelaufen werden. Daher könnte der oben angegebene Wert eine Unterschätzung des wirklichen Bruterfolgs darstellen.

Im Speicherkoog Süd wurden 26 flügge Junge aus 14 Familien beobachtet (Tab. 7). Der sich daraus ergebende Bruterfolg von 0,23 flüggen Jungen ist wahrscheinlich ebenfalls unterschätzt. Die Besenderung der Küken ergab, dass auch flügge Küken in höherer Vegetation bei einer Annäherung nicht immer auffliegen. Es ist daher wahrscheinlich, dass im weitläufigen Koog einige flügge Küken übersehen wurden.

Tab. 7: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2017 und Mindestbruterfolg (flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn.

Projektgebiet	flügge Jungvögel*		Bruterfolg*			
	2017	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	35	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	26	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor	2	0,29	0,20	0,25**	0,00	-
Adenbüller Koog	6	0,26	0,00	0,10	0,00	-

* Mindestwerte

** ohne Revierpaare, die außerhalb der Maßnahmenflächen brüteten

Im Beltringharder Koog führten intensive Beobachtungen im Zusammenhang mit einer oft sehr kurzen Vegetation dazu, dass der Fortpflanzungserfolg gut zu bestimmen war. Insgesamt wurden hier mindestens 35 flügge Junge beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,35 Jungen/Revierpaar entspricht (Tab. 7). Der Bruterfolg war damit deutlich höher als in den beiden Vorjahren (2016: 0,19; 2015: 0,10). Wie in den Vorjahren handelt es sich dabei um eine Mindestzahl, da vor allem im unübersichtlichen „SO-Feuchtgrünland“ flügge Junge möglicherweise übersehen wurden. Dafür, dass wahrscheinlich mehr Küken flügge wurden, spricht die Beobachtung von elf weiteren fast flüggen Küken, die bei der Angabe des Bruterfolgs keine Berücksichtigung fanden, obwohl zumindest einige von ihnen wahrscheinlich auch flügge wurden.

Trotz des im Vergleich zu den Vorjahren guten Fortpflanzungserfolgs reicht er nicht aus, um längerfristig 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-Limosaprojektgebiet 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 zumeist mit geringen Dichten erfolgt, gibt es nur eine wesentliche Ursache für den geringen Bruterfolg: Prädation von Gelegen und Küken (Tab. 2, 5, 6).



4.3.4 Kükenwachstum

Von den 30 im Speicherkoog Süd besenderten Küken konnten sieben einmal und fünf zweimal im Alter von zehn bis 23 Tagen wiedergefangen werden. Sie wurden dabei erneut vermessen und gewogen. Letzteres war wegen starkem Wind nicht immer möglich. Lineare Regressionen ergaben, dass die Schnabellänge um 1,5 mm/Tag, die Fußlänge um 2,5 mm/Tag und das Gewicht um 7,8 g/Tag zugenommen hatten (Abb. 23). Die Küken wuchsen damit etwas schneller heran als in den Vorjahren im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog (Salewski et al. 2015, 2016). Die durchgeführte Analyse ist jedoch 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.

Ein Vergleich mit den Daten aus anderen Untersuchungen ergab ähnliche Durchschnittswerte. Während die im Speicherkoog Süd gemessene durchschnittliche Schnabellänge beim Schlupf ($16,7 \pm 0,7$ mm) nur knapp unter der in den Niederlanden gemessenen Schnabellänge lag ($17,2 \pm 0,9$ mm; Beintema & Visser 1989), lag ihr durchschnittliches Gewicht ($28,7 \pm 1,8$ g) im Bereich der dort gemessenen Werte ($28,6 \pm 2,6$ g; Beintema & Visser 1989; $28,4 \pm 0,2$ - $28,9 \pm 0,1$ g se; Groen & Hemerik 2002). Die durchschnittliche Zunahme der Küken variierte in den Niederlanden stark und betrug im Mittel $6,2 \pm 4,7$ g/Tag (Schekkerman & Visser 2001). Es ergeben sich also keine Hinweise darauf, dass die Küken mit einer schlechteren Kondition ins Leben starten als in anderen Gebieten, was zu einem erhöhten Sterberisiko führen würde (Schekkerman et al. 2006). Allerdings zeigten zu Beginn der 2000er Jahre Uferschnepfenküken in den Niederlanden eine schlechtere Kondition als noch 20 Jahre zuvor (Schekkerman et al. 2006) und eine geringere Wachstumsrate (Schekkerman et al. 2009). Ob eine ähnliche Tendenz und damit eine Abnahme der Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken auch in den LIFE-Limosa Gebieten aufgetreten ist, kann wegen fehlender Vergleichsmessungen nicht abgeschätzt werden.

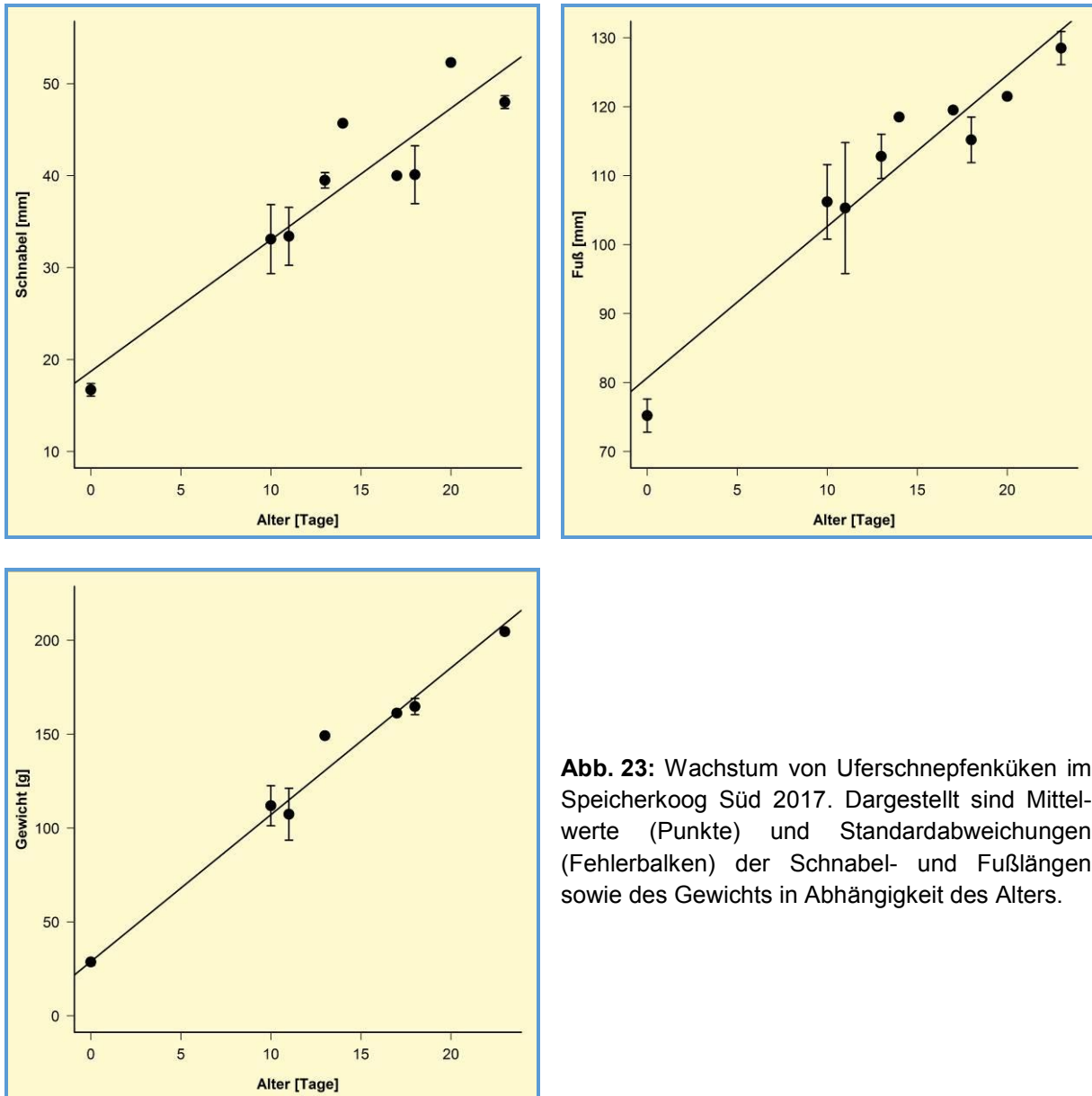


Abb. 23: Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd 2017. Dargestellt sind Mittelwerte (Punkte) und Standardabweichungen (Fehlerbalken) der Schnabel- und Fußlängen sowie des Gewichts in Abhängigkeit des Alters.

4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog, im Adenbüller und im Speicherkoog Süd wurden 2017 insgesamt 89 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 8). In den anderen Gebieten fanden keine Beringungen statt. Mit einer individuellen Farbringkombination wurden 55 Uferschnepfen markiert (40 Adulte, 15 Küken). Bei 35 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbringung noch nicht weit genug entwickelt waren.

Tab. 8: Anzahl der 2017 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken			Adulte
	Metallring	Metall- und Farbringe	Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	-	10	1*	25
Speicherkoog Süd	27	5	-	14
Adenbüller Koog	8	-	-	-

* Ein 2014 als Küken nur mit einem Metallring gekennzeichneter Vogel konnte 2017 adult wiedergefangen und mit Farbringen versehen werden.

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen intensiv farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 337 individuell gekennzeichneten Vögeln über 5000 Ablesungen vor (Abb. 24). Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa Brutgebieten wurden auch 2017 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen und aus den Überwinterungsgebieten gemeldet. So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen aus Portugal (Januar, Februar), Spanien (Februar), Frankreich (März), Belgien (Februar), den Niederlanden (Februar, März) und aus Niedersachsen (März) dokumentiert. Vom Wegzug und aus den Überwinterungsgebieten liegen Beobachtungen aus den Niederlanden (Juli), Spanien (August), Portugal (Juli) und Senegal (Juli) 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. 9). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit ϕ adulter Uferschnepfen $88 \pm 1\%$, was in den Rahmen anderer Untersuchungen in den Niederlanden fällt (81% - 96%, Gill et al. 2007, Roodbergen et al. 2008, Kentie et al. 2016). Die daraus geschätzte Lebenserwartung nach der Beringung [$1/-\ln(\phi)$] wäre 7,5 Jahre, was eine Unterschätzung darstellt, da überlebende, aber sich außerhalb der Projektflächen ansiedelnde Vögel nicht berücksichtigt wurden. Für farbberingte Küken betrug die Wahrscheinlichkeit, im darauffolgenden Jahr wieder in die Untersuchungsgebiete zurückzukehren, $48\% \pm 6\%$. Dies ist bemerkenswert, da ein großer Teil der Uferschnepfen den Sommer nach dem ersten Zug in den Überwinterungsgebieten verbringt (Beintema 1986).

Tab. 9: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen. Details in Tab. 3.

Modell	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _c W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	1241,9	0,0	0,91	4
$\Phi_{(a2^*T)}p_{(a2^*T)}$	1246,6	4,7	0,09	8
$\Phi_{(a2^*t)}p_{(a2^*t)}$	1260,7	18,8	<0,01	36

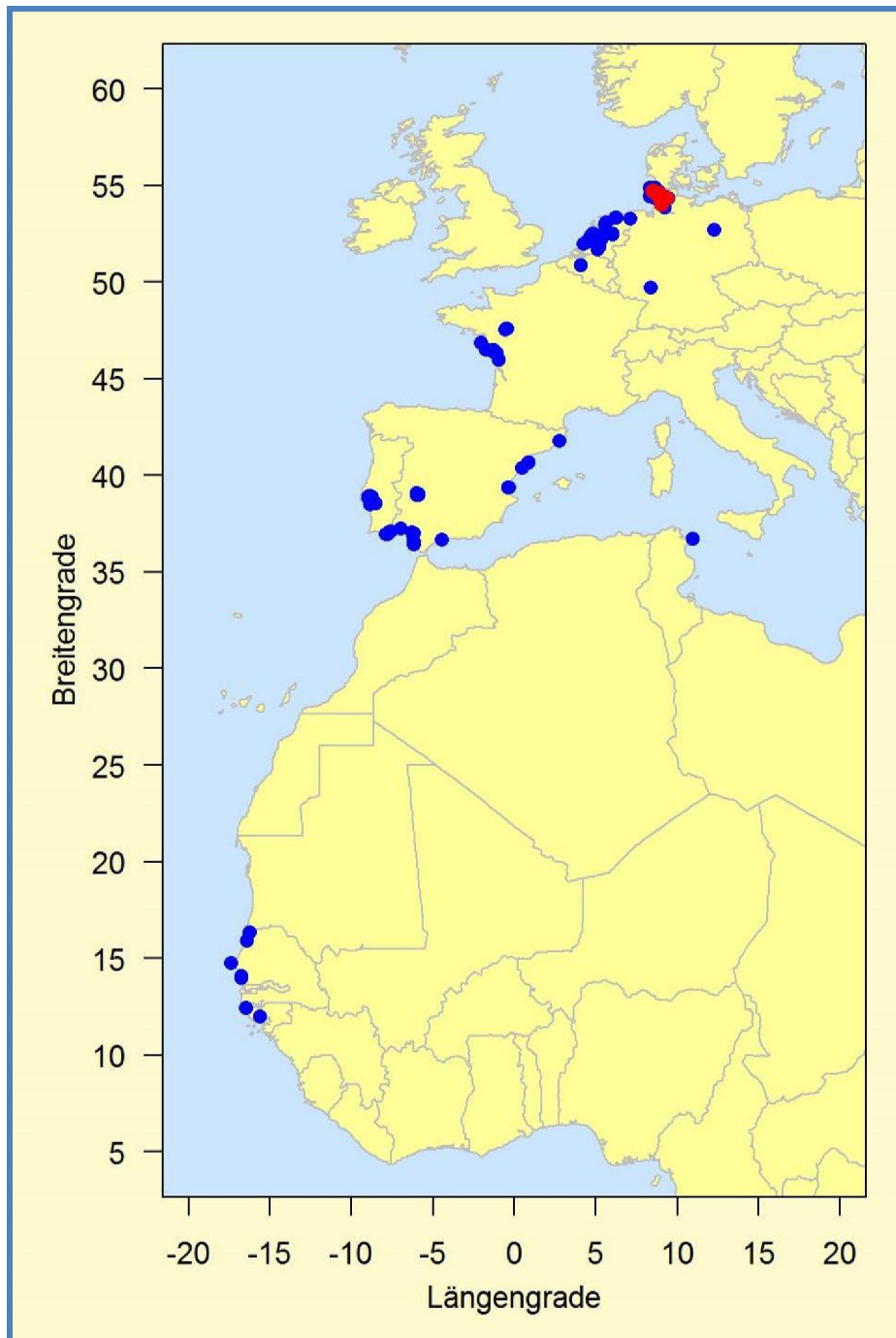


Abb. 24: Zug schleswig-holsteinischer Uferschnepfen. Dargestellt sind die Brutgebiete, in denen seit 2008 Uferschnepfen vom MOIN farbberingt wurden (rote Punkte) sowie die Lokalitäten von Wiederbeobachtungen dieser Vögel (blaue Punkte).

5 Fazit

In den meisten LIFE-Limosa-Projektgebieten setzte sich der Rückgang der Uferschnepfenrevierpaare weiter fort. Zu Projektbeginn (2013) konnten auf den Maßnahmenflächen insgesamt 418 Uferschnepfenpaare gefunden werden (Salewski et al. 2013a), im Berichtsjahr (2017) waren es nur noch 344. Dies entspricht einer Ab-



nahme um 18% in fünf Jahren. Lediglich im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd sind die Bestände ansteigend. Im Speicherkoog Nord und im Ostermoor betrug dafür die Abnahme zwischen dem Projektbeginn und dem Berichtsjahr 61% bzw. 70%. Im Hauke-Haien-Koog ist von den zehn 2013 vorhandenen Revierpaaren keines mehr übriggeblieben. Damit folgt der Trend in den LIFE-Limosa-Gebieten einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtenden Entwicklung, trotz in vielen Gebieten aufwendiger Schutzmaßnahmen (Gill et al. 2007, Gedeon et al. 2014, Kentie et al. 2016).

Für den Rückgang der Uferschnepfenbestände in den Projektgebieten ist der geringe Fortpflanzungserfolg verantwortlich. Zumindes die proximate Ursache für den Großteil der Gelege- und Kükenverluste ist Prädation. In Übereinstimmung damit waren auch am Dümmer, in den Niederlanden und in Ungarn Gelege- und Kükenprädation die Hauptursache für einen geringen Fortpflanzungserfolg bei Uferschnepfen (Belting et al. 1997, Hegyi & Sasvari 1998, Teunissen et al. 2006, 2008, Schekkerman et al. 2008, Kentie et al. 2015). Prädation von Wiesenvogelgelegen und -küken scheint dabei im Vergleich zu früheren Jahrzehnten zugenommen zu haben (Nehls 2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2012), was mit einer angenommenen Zunahme der Hauptprädatoren, Fuchs und neuerdings Marderhund, korreliert (Langgemach & Bellebaum 2005, MELUR 2016). Indirekt für diese Argumentation sprechen frühere Berichte, die eine wesentlich geringere Verlustrate durch Prädation (Witt 1986, Bairlein & Bergner 1995, Struwe-Juhl 1995) bzw. einen deutlich höheren Schlupferfolg (Beintema & Müskens 1981, Struwe-Juhl 1995, Friedrich & Bruns 2001, Groen & Hemerik 2002) beschreiben als er heute in der Regel gefunden wird sowie die, die von einem heute geringeren Bruterfolg ausgehen (Roodbergen & Klok 2008, Schekkerman et al. 2006, 2009, siehe aber Kentie et al. 2015).

Die Annahme, dass Prädation auch der ultimate Grund für den geringen Bruterfolg ist, ist nicht bestätigt. Weitere denkbare Gründe wären ungünstige Umstände, die Gelege und Küken für Prädatoren erst anfällig machen. Beispiele wären eine nicht ausreichende Verfügbarkeit von Nahrung für Altvögel und Küken, eine nicht optimale Vegetationsstruktur oder häufige Störungen (Evans 2004). Dies könnte dazu führen, dass die Bedeutung der Prädation überschätzt wird (Swennen 1989, Schekkerman et al. 2009). Regelmäßige Störungen durch Menschen dürften aufgrund des Schutzstatus der meisten Projektgebiete und der damit verbundenen Einschränkungen des Betretungsrechts keine Rolle spielen. Um die Nahrungssituation der Altvögel und Küken zu untersuchen, fehlen im Rahmen des LIFE-Limosa Projekts die Kapazitäten. Zusätzlich darf nicht unerwähnt bleiben, dass in Großbritannien eine starke Reduzierung der Bestände von Füchsen und Aaskrähen keinen Effekt auf den Populationstrend des Kiebitzes hatte (Bolton et al. 2007) und dass einer Metaanalyse zufolge die Reduktion von Prädatoren zwar die Zahlen der Individuen innerhalb von Beutepopulationen nach der Brutzeit erhöht, aber nicht in gleichem Maß die Populationsgröße zur nächsten Brutzeit (Côté & Sutherland 1996). Geeignete Managementmaß-



nahmen sollten daher beides, die Reduktion des Prädationsrisikos und die Bereitstellung optimaler Habitate, zum Ziel haben. Dies findet aber bereits im Rahmen des LIFE-Limosa Projekts statt. Die Bereitstellung von Flächen mit höherer Vegetation könnte noch intensiviert werden. Uferschnepfenküken bevorzugen „längeres“ Gras als Aufenthaltsort: Auf frisch gemähten Wiesen oder auf Weiden mit einer kürzeren Grasdecke ist das Risiko der Küken, einem Prädator zum Opfer zu fallen, doppelt so hoch wie in „längerer“ Vegetation und das Überleben der Küken ist positiv mit dem Vorhandensein von Flächen mit einer Vegetation >18 cm Länge korreliert (Teunissen et al. 2006, Schekkerman et al. 2006). Zusätzlich besteht auf Flächen mit relativ höherer Vegetation ein größeres Nahrungsangebot (Kleijn et al. 2010).

Der oft drastische Rückgang der mitteleuropäischen Uferschnepfen in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet deutet an, dass auch übergeordnete, großräumig wirkende Faktoren eine Rolle spielen, die sich durch ein vertretbares Management nicht beeinflussen lassen. Spekulative Beispiele wären hier die Auswirkungen des Klimawandels oder des „Insektensterbens“. Weder der globale CO₂-Ausstoß in die Atmosphäre noch die europäische Landwirtschaftspolitik ließen sich durch lokal wirkende Maßnahmen ändern. Wir werden allerdings weiter dafür sorgen, dass auf den LIFE-Limosa-Flächen optimierte Habitate und ein möglichst geringes Verlustrisiko eine Umkehr des negativen Trends einleiten können.

6 Literatur

- Bairlein, F. & Bergner, G. 1995. Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt* 116: 53-59.
- Barber, C., Nowak, A., Tulk, K. & Thomas, L. 2010. Predator exclosures enhance reproductive success but increase adult mortality of piping plovers (*Charadrius melodus*). *Avian Conservation Ecol.* 5: <http://www.ace-eco.org/vol5/iss2/art6/>
- 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. *Ringling & Migration* 16: 129-139.
- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Applied Ecol.* 24: 743-758.
- Beintema, A.J. & Visser, G.H. 1989. Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* 77: 169-180.
- Bellebaum, J. & Boschert, M. 2003. Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenvögeln. *Vogelwelt* 124: 83-91.



- Belting, B., Körner, F., Marxmeier, U. & Möller, C. 1997. Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolge von wiesenbrütenden Limikolen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 37-50.
- Beyer, M., Brockmann, O., Bunke, B., Dresing, N., Martinez-Marivela, I., Menke, K., Sunder-Plasman, H. & Schoppenhorst, A. 2016. Kooperativer Wiesenvogelschutz in Flussniederungen des Bremer Beckens. Bericht der Brutperiode 2016. Unveröffentl. Bericht, BUND Bremen.
- 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. 2013. Ehemaliges Katinger Watt mit den Teilflächen Naturinformationsareal und Eiderdammflächen. Jahresbericht 2013. Unveröffentl. Bericht, NABU Naturschutzzentrum Katinger Watt.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- 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.
- Eikhorst W, Bellebaum J (2004) Prädatoren kommen nachts – Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. . Naturschutz Landschaftspflege Niedersachs. 41: 81-89.
- 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.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eikhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S.R., Steffens, R., Vökler, F. & Witt K. 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.



- 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.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. Bird Study 34: 87-91.
- Grimmberger, E., Rudloff, K. & Kern, C. 2009. Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Natur und Tier – Verlag GmbH, Münster.
- 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.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Menneböck, 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.
- Hardy, M.A. & Colwell, M.A. 2008. The impact of predator exclosures on Snowy Plover nesting success: a seven-year study. Wader Study Group Bull. 115: 161–166.
- Hegyí, 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.
- Helmecke, A. & Hötker, H. 2008. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein – Farbberingung. Bericht 2008. Unveröffentl. Ber. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Helmecke, A. & Hötker, H. 2010. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein – Farbberingung, Telemetrie. Bericht 2010. Unveröffentl. 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. Ber. 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.



- Isaksson, D., Wallander, J. & Larsson, M. 2007. Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. *Biological Conservation* 136: 136-142.
- Jeromin, H., Jeromin, K., Blohm, R. & Militzer, H. 2014. Untersuchung zur Prädation im Zusammenhang mit dem Artenschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Johnson, M. & Oring, L.W. 2002. Are nest exclosures an effective tool in plover conservation? *Waterbirds* 25: 184–190.
- 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.
- Kentie, R., Senner, N.R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Márquez-Ferrando, R., Figuerola, J., Masero, J.A., Verhoeven, M.A. & Piersma, T. 2016. Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. *Ardea* 114: 213-225.
- 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.
- Kolomyitsev, N.P. & Poddubnaya, N.Y. (2014): Breeding biology of the Long-billed Plover *Charadrius placidus* in the northern part of its range in the Russian Far East. *Wader Study Group Bull.* 121: 181-185.
- Koop, B. & Kieckbusch, J.J. 2004. Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-491), Teilgebiet Speicherkoog Dithmarschen, Monitoring 2004. Unveröffentl. Bericht.
- 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.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, Kopenhagen.
- Mabeé, T.J. & Estelle, V.B. 2000. Assessing the effectiveness of predator exclosures for plovers. *Wilson Bull.* 112: 14–20.
- MELUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) 2016. Jahresbericht 2016 zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz. Kiel.
- Mielke, L. 2015. What affects chick survival of Black-tailed godwits (*Limosa limosa*) in southwest Friesland, The Netherlands? MSc, Georg-August-Universität Göttingen und Lincoln University, Neuseeland.
- Murphy, R., Michaud, M.G., Prescott, D.R., Ivan, J.S., Anderson, B.J. & French-Pombier, M.L. 2003. Predation on adult Piping Plovers at predator exclosure cages. *Waterbirds* 26: 150-155.
- Nehls, G. 2001. Bestandserfassung von Wiesenvögeln in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und auf Eiderstedt 1997. *Corax* 18 (Sonderheft 2): 27-38.
- 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). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/lifelimosa_report_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, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: 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, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2014.pdf.



- Salewski, V., Evers, A., Kliner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2015. Bericht 2015: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limoso_report_2015.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Kliner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2016. Bericht 2016: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limoso_report_2016.pdf
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2016. Beeinflussen Nestkameras den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*. Ber. Vogelwarte Hiddensee 23:: 47-57.
- 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., 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.
- Schekkerman, H. & Visser, G.H. 2001. Prefledging energy requirements in shorebirds: energetic implications of self-feeding precocial development. Auk 188: 944-957.
- Schroeder, J. 2010. Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. Corax 18 (Sonderheft 2): 55-66.
- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Corax 16: 153-172.
- 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.



- Swennen, C. 1989. Gull predation upon eider *Somateria mollissima* ducklings—destruction or elimination of the unfit? *Ardea* 77:21-45.
- 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.
- Thorup, O. 2017. Conservation studies of Ruff (*Calidris pugnax* – Kampfläufer) and Baltic dunlin (*Calidris alpina* – Alpenstrandläufer) in Schleswig-Holstein. Unveröffentl. Bericht.
- 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.
- Witt, H. 1986. Reproduktionserfolg von Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) in intensiv genutzten Grünlandgebieten. Beispiele für eine „irrtümliche“ Biotopwahl sogenannter Wiesenvögel. *Corax* 11: 262-300.