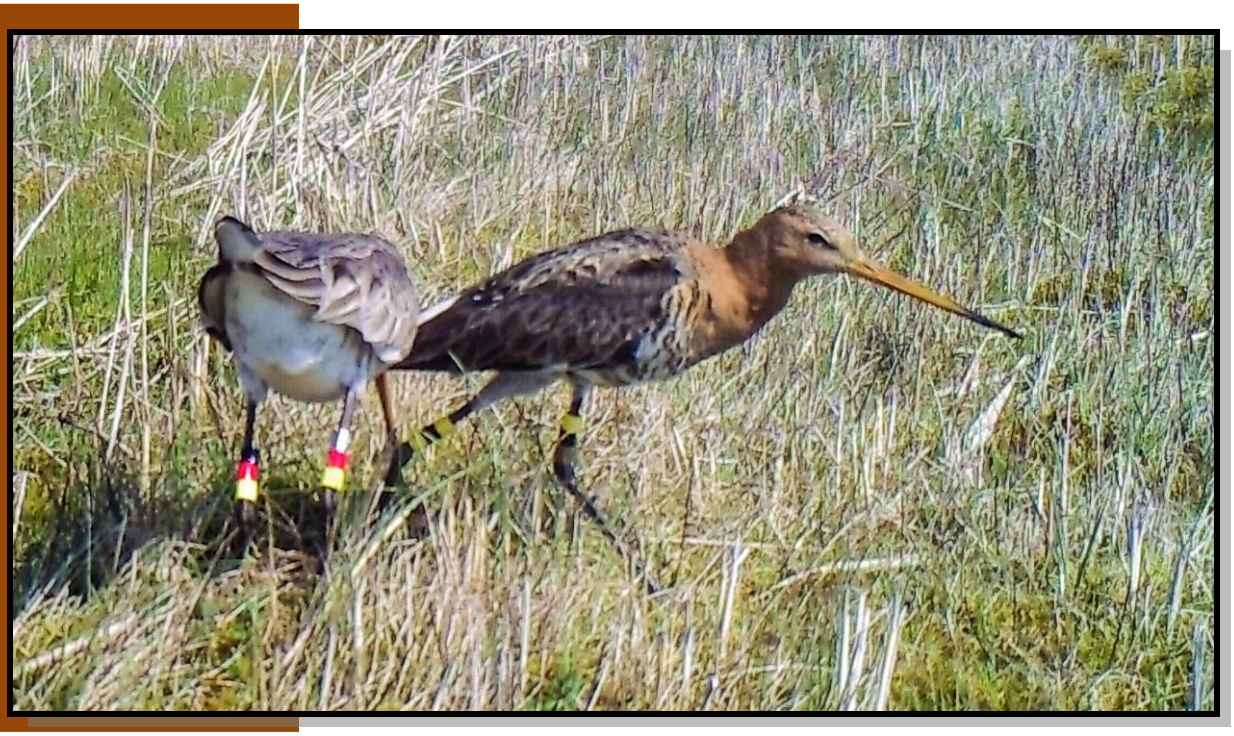
LIFE LIMOSA

LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2016:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)



STIFTUNG NATURSCHUTZ Schleswig-Holstein

Natürlich hier.

NABU Michael-Otto-Institut

LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2016:

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

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers, Brigitte Klinner-Hötker & 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 4

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) 11

4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK) 11

4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK) 14

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN) 14

4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS) 16

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) 19

4.1.7 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS) 20

4.1.8 Eiderstedt (09-Eid) 20

4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ) 23

4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980 26

4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe 26

4.3.1 Schlupferfolg 26

4.3.2 Kükentelemetrie 35

4.3.3 Bruterfolg 38

4.3.4 Kükenwachstum 39

4.3.5 Beringung 40

5 Ausblick 42

6 Literatur 44

1 Zusammenfassung

Im Jahr 2016 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 370 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich in den Speicherkögen Süd (114) und Nord (46), im Beltringharder Koog (94) sowie im Eiderästuar (53). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung und Eiderstedt/Poppenbüll West brüteten keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderästuar/Eiderdammflächen (3,4), Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,5) 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. In Poppenbüll Ost kam es zu Neuansiedlungen und im Beltringharder Koog, im Ostermoor und im Speicherkoog Nord zu Umsiedlungen in durch verschiedene Managementmaßnahmen optimierte Flächen.

Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare in einigen Gebieten langfristig zunimmt (Beltringharder Koog, Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd, Eiderästuar/Katinger Watt), in anderen aber einen negativen Trend aufweist (Hauke-Haien-Koog und seit wenigen Jahren Rickelsbüller Koog und Speicherkoog Nord).

In fünf Projektgebieten wurden insgesamt 109 Uferschnepfengelege gefunden. Im Beltringharder Koog, Adenbüller Koog und Speicherkoog Süd nahm die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege, die mit *nest survival*-Modellen (Programm MARK) geschätzt wurde, mit zunehmendem Gelegealter zu. Wenn das Gelegealter nicht berücksichtigt wurde, konnte ein umfangreicherer Datensatz analysiert werden. Danach betrug die Schlupfwahrscheinlichkeit im Beltringharder Koog 39%, im Adenbüller Koog 8% und im Speicherkoog Süd 30%. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 81 Gelegen konnten Fuchs (13), Marderhund (5), Iltis (3) und je einmal Steinmarder und Mäusebussard als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd wurde keines von 26 mit Telemetriesendern versehen Küken flügge, im Beltringharder Koog waren es drei von 13. Die Verlustursache konnte im Beltringharder Koog in einem Fall festgestellt werden: Prädation durch einen Bodenprädator. Im Speicherkoog Süd blieb sie in 19 Fällen unbekannt. Nachgewiesene Prädatoren waren nicht näher bestimmbare Bodenprädatoren (2) und Greifvögel (5).

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringharder Koog 0,19 und im Speicherkoog Süd 0,07 flügge Küken/Revierpaar. Der aus den Wahrscheinlichkeiten zu schlüpfen und flügge zu werden geschätzte Bruterfolg be-

trug dagegen im Beltringharder Koog 0,23 und im Speicherkoog Süd 0,02 flügge Küken/Revierpaar. Der zum Populationserhalt angenommene Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar 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 88%.

Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa” continued in 2016. 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, 370 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Speicherkoog Süd (114), Beltringharder Koog (94), Eiderästuar (53) and Speicherkoog Nord (46). The highest densities in suitable grassland were found on the Eiderdammflächen in the Eiderästuar/Katinger Watt area (3.4 breeding territories/10ha), in Eiderstedt/Adenbüller Koog (2.5), 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, Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd, Eiderästuar/Katinger Watt), but decreasing trends in others.

In five areas subject to monitoring, a total of 109 clutches was found. Daily survival probability increased with clutch age in Beltringharder Koog and Speicherkoog Süd. Overall, hatching probabilities were 39% in Beltringharder Koog, 8% in Adenbüller Koog, and 30% in Speicherkoog Süd. Losses were mainly due to predation. Cameras at 81 clutches identified Fox (13), Racoon Dog (5), Polecat (3), Marten (1) and Common Buzzard (1) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.19 and 0.07 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 Beltringharder Koog, none of the 26 chicks and three of 13 chicks equipped with a radio tag fledged. Ground predators (2) and raptors (5) were identified as predators in Speicherkoog Süd, but predators in Beltringharder Koog remained unknown.

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 2016 fand die vierte 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 Kern-Populationen 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 2016 in drei ausgewählten Intensivgebieten wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. In den Gebieten Poppenbüll Ost auf Eiderstedt und im Seether Ostermoor fand zwar auch eine gezielte Gelegesuche statt, allerdings mit so geringem Erfolg, dass die Funde für weitere Auswertungen nicht berücksichtigt wurden. 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: Holger A. Bruns, Dominic Cimiotti, Ernst Gloe, Oliver Granke, Jutta Hansen, Hermann Hötker, Claus Ivens, Heike Jeromin, Tim Kress, Walther Petersen-Andresen und Sibylle Stromberg. Julia Schütze telemetrierte Uferschnepfenküken im Beltringharder Koog. Der Bundeswehr und dem Team des WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd. Jos Hooijmeijer und Ole Thorup gaben Hinweise zur Entwicklung der Uferschnepfenbestände in den Niederlanden und in Dänemark. Don Franklin korrigierte den Abstract.

Farbringablesungen wurden 2016 von A. Bange, F. Bertin, M.-L. Brandt, A. Bräunlich, P. Brückner, J. Buffeteau, F. Cauet, D. Cimiotti, J. Clausen, K. de Jager, B. Dies, S. Duge, A. Duijnhouwer, O. Ekelöf, R. Faber, Y. Galama, P. Gleisenstein, J.P. Hansen, T. Hansen, B. Haycock, P. Hering, R. Hersant, J. Hicke, J. Hooijmeijer, H. Hötker, M. Kühn, T. Luther, A. Meijer, N. Meyer, D. Mons, W. Mullié, G. Ohlesen, T. Peters, B. Piot, J. Ramírez, F. Rayer, T. Remmers, S. Röhrden, R. Schaack, M. Schröder, J. Schütze, J. Sohler, R. Stecher, W. Striberny, H. Taudien, W. Tijsen, P. Trotignon, S. Waasdorp, K. Wernicke und A. Wildhirt gemeldet.

[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 2016 relevante Maßnahmen fanden 2015/16 im Rickelsbüller Koog (01-RIK), im Beltringharder Koog (04-BeK), im Speicherkoog Nord (05-SPN), im Speicherkoog Süd (06-SpS), im Ostermoor (07-UTO), im NSG Alte-Sorge-Schleife (08-ASS), auf Eiderstedt (09-Eid) und im Eiderästuar (10-EiÄ) statt.

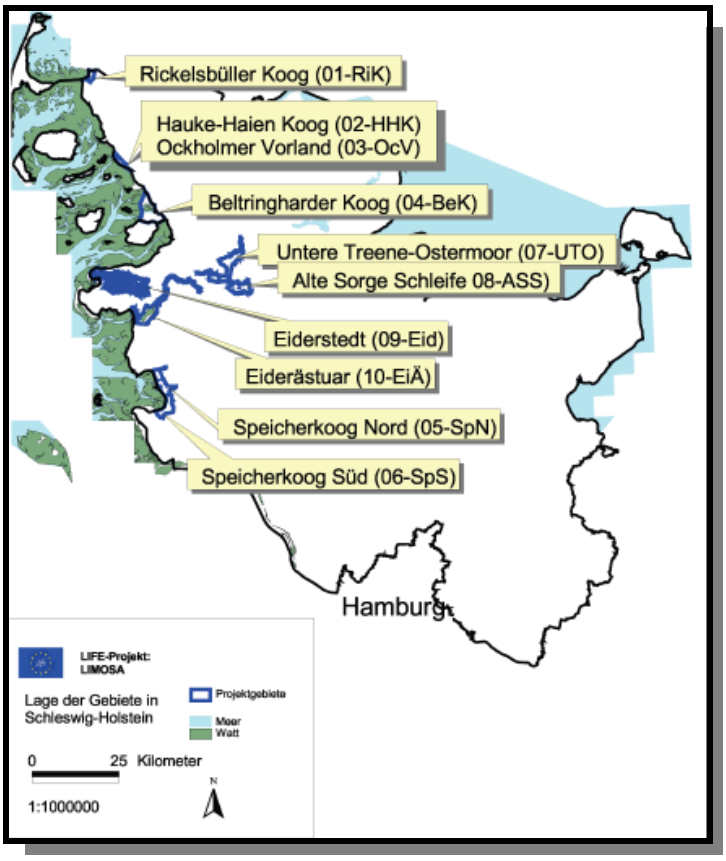


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limosa Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).

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, Details in Salewski et al. 2013a). Die 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 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:

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2015} = N_{2016}/N_{2013 \text{ oder } 2015}$$

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 drei Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Mitte 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. 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 79 Gelegen automatische Kameras (Moultrie Game Spy M-990i) 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 26 Küken und im Beltringharder Koog 13 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 Sen-

der 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 (ALINCO DJ-X11, YAESU VR-500), um ihren Aufenthaltsort, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. In unregelmäßigen Abständen fanden Kontrollen der bekannten Fuchsbaue und Greifvogelhorste in den Kögen oder in deren Nähe 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 ± 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 et al. 2014). Zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ dienten zwölf 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 wurde 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 ([$\Phi_{(T+G)}$], [$\Phi_{(T)}$]). Da die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit auch mit dem Alter des Geleges variieren kann, wurde jedes dieser sechs Modelle zusätzlich auch mit einem Alterseffekt berücksichtigt.

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 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Beintema & Visser 1989) 26 Tage dauern (Beintema 1995). 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. Dazu wurden die gleichen zwölf Modelle herangezogen, wie schon zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege.

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 $\Phi_{(G)}$ – 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 (Schekkerman & Müskens 2000). Ferner wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Zusätzlich zur Schätzung nach dem obigen Modell wurde der Bruterfolg auch dadurch bestimmt, dass die Zahl beobachteter (fast) flügger Küken durch die Zahl der vorhandenen Revierpaare geteilt wurde. So konnten beide Vorgehensweisen vergleichen werden (Salewski et al. 2015).

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 2016 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 (a2). Sie werden mit $\Phi_{(a2*t)}p_{(a2*t)}$, $\Phi_{(a2*T)}p_{(a2*T)}$ und $\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$ 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 das beste Modell ist.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2016 insgesamt 370 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies einen Rückgang um zehn Revierpaare bzw. um 2,6% auf den Maßnahmenflächen. Bezogen auf das erste Projektjahr (2013) bedeutet dies einen Rückgang um 48 Revierpaare bzw. um 11,5%. Zusätzlich kamen im Ostermoor, im Adenbüller Koog und in der Nähe der Fläche Poppenbüll Ost zusammen neun weitere Reviere hinzu, die sich nicht in den Maßnahmenflächen befanden (Tab. 1). Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten etwa 37% der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, deren Gesamtbestand auf 990 Paare geschätzt wurde (Durchschnittswert 2012-2016; TRIM-Analyse; H. Hötker, unveröffentl. Daten).

Wie im Vorjahr wiesen die beiden Speicherköge (Süd: 114, Nord: 46), der Beltringharder Koog (94) und das Eiderästuar/Katinger Watt (53) die meisten Reviere auf. In zwei Gebieten - Poppenbüll W und Ockholmer Vordeichung - waren 2016 erneut keine Reviere besetzt. Das gleiche trifft auf das Teilgebiet Dithmarscher Eidervorland im Eiderästuar zu. Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (2,5 Paare/10 ha), im Beltringharder Koog (1,7 Paare/10 ha), im Speicherkoog Süd (0,9 Paare/10 ha) sowie im Rickelsbüller Koog (0,7 Paare/10 ha). Werden im Katinger Watt nur die Eiderdamm-

flächen (Salewski et al. 2013a) und im Speicherkoog Süd nur die unbeweideten Grünlandflächen nördlich des Barlter Stroms berücksichtigt, ergeben sich Dichten von 3,4 und etwa 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.

Tab. 1: Anzahl der Uferschnepfen-Revierpaare 2013, 2015 und 2016 und warnender Paare im Juni 2016 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich 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 2015); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2015	Revierpaare 2016	Dichte 2016 [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare 2016	λ 2013	λ 2015
Rickelsbüller Koog	41	33	**26**	0,7	7	0,63	0,79
Hauke-Haien-Koog	10	2	**3**	0,2	0	0,30	1,50
Ockholmer Vordeichung	0	0	**0**	0	0	-	-
Beltringharder Koog	81	88	**94**	1,7	-	1,16	1,07
Speicherkoog Nord	90	49	**46**	0,5	11	0,51	0,94
Speicherkoog Süd	97	128	**114**	0,9	51	1,18	0,89
Ostermoor	15[a] (23)	8[a] (11)	**5[a] (10)**	0,3[a]	3	0,33 (0,43)	0,63 (0,91)
Alte-Sorge-Schleife	0	2	**3**	0,1	0	-	1,50
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25[a] (27)	30[a] (31)	**22[a] (23)**	2,5[a]	3	0,88[a] (0,85)	0,73[a] (0,74)
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1[a]	1[a]	**3[a] (6)**	1,1[a]	3	3,0[a] (6,0)	3,0[a] (6,0)
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	**0**	0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt[b]	54	38	**53**	1,2	5[c]	0,98	1,39
Eiderästuar/Oldensworter Vorl.	2	1	**1**	<0,1	0	0,50	1,00
Eiderästuar/Dithmarscher Vorl.	2	0	**0**	0	0	-	-

[a] innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 7, 9, 10).
[b] siehe Text wegen unterschiedlicher Dichten in Teilflächen.
[c] Eiderdammflächen, siehe Abb. 11.

Der negative Trend der Bestandszahlen ist nicht nur auf die LIFE-Limosa-Projektgebiete beschränkt. Nachdem seit längerem die Bestände der Uferschnepfen-Unterart *L. l. limosa* im gesamten Verbreitungsgebiet im Rückgang begriffen sind (Hötker & Teunissen 2006, Gill et al. 2007, Gedeon et al. 2014), war dies 2016 auch in den Nachbarländern weiterhin der Fall. In einem Untersuchungsgebiet in SW-

Friesland (Niederlande) hat der Uferschnepfenbestand in den letzten drei Jahren trotz Schutzmaßnahmen um 15% abgenommen (J. Hooijmeijer, pers. Mitt.) und in Dänemark ist der Bestand von 2015 auf 2016 um etwa 3% zurückgegangen (O. Thorup, pers. Mitt.).

Die Trends in den einzelnen LIFE-Limosa-Projektgebieten zeigten auch in diesem Jahr wieder unterschiedliche Vorzeichen. Im Katinger Watt kam es zu deutlichen und im Beltringharder Koog zu leichten Zunahmen, die aber die Rückgänge etwa im Rickelsbüller Koog, im Speicherkoog Nord und Süd, im Ostermoor und im Adenbüller Koog nicht ausgleichen konnten. Die zahlenmäßig unbedeutenden Zunahmen im Hauke-Haien-Koog, im NSG Alte-Sorge-Schleife und in Poppenbüll Ost müssen differenziert betrachtet werden. Während im Hauke-Haien-Koog der langfristig negative Trend durch die Zunahme um ein Revierpaar nicht umgekehrt wird, stabilisiert sich im NSG Alte-Sorge-Schleife ein Bestand auf niedrigem Niveau, nachdem hier in manchen Jahren überhaupt keine Uferschnepfen mehr gebrütet hatten. In Poppenbüll Ost machten sich die vor der Brutsaison durchgeführten Maßnahmen dadurch positiv bemerkbar, dass sich spontan drei Uferschnepfenpaare in den von den Maßnahmen betroffenen Bereichen ansiedelten. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang auch, dass im Speicherkoog Nord Bereiche im Südosten des Koogs von Uferschnepfen genutzt wurden, die bis 2014 durch eine dann entfernte Baumreihe für Wiesenvögel entwertet worden war (vgl. Abb. 5 in diesem Bericht mit Abb. 5 in Salewski et al. 2014), und dass sich alle Paare in den Maßnahmenflächen im Ostermoor ausschließlich in den neuen Poldern ansiedelten. Im NSG Alte-Sorge-Schleife etablierten die Uferschnepfen ihre Reviere, im Gegensatz zum Vorjahr, nicht in den neu angelegten Poldern.

Uferschnepfen zeigen eine hohe Ortstreue 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. Umso mehr gilt es, spontane Neuansiedlungen und wahrscheinliche Umsiedlungen innerhalb eines Gebiets hervorzuheben. Es ist aber aus den oben beschriebenen Gründen zu erwarten, dass sich der Erfolg der durchgeführten Maßnahmen in größerem Stil erst nach einigen Jahren einstellen wird. Die relativ lange Laufzeit des Projekts trägt diesem Umstand Rechnung.

Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt, sofern sie 2016 Revierpaare aufwiesen.

4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Die 26 im Rickelsbüller Koog festgestellten 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. Die Verteilung der Reviere entsprach damit im Wesentlichen den Verhältnissen der vergangenen Jahre. Lediglich im äußersten Nordosten war es nach dem Mulchen größerer Röhrichtbestände im Februar 2015 schon im Vorjahr zu Neuansiedlungen von zwei Uferschnepfenpaaren gekommen. Dass die Maßnahmen zu einer dauerhaften Ansiedlung geführt haben könnten, zeigte sich 2016, als dort wiederum zwei Paare brüteten, nachdem wiederum 25 ha Schilf gemulcht worden waren.

Im Vergleich zum Vorjahr kam es zu einer Abnahme um sieben Paare (λ_{2015} = 0,79). Bezogen auf 2013 hat sich der Bestand um 15 Paare verringert (λ_{2013} = 0,63; Tab. 1). Der Bruterfolg war relativ gering: Am 8. Juni wurden drei Jungvögel beobachtet und am 22. Juni noch einmal einer. Zusätzlich zu diesen Familien warnten Anfang Juni fünf Paare heftig im Gebiet (J. Hansen, pers. Mitt.).

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 drei Paare 2016 (Abb. 3). Jeweils ein Revier befand sich im Westen des Süd- bzw. des Nordbeckens, ein weiteres östlich des Südbeckens. Warnende Familien konnten im Juni nicht angetroffen werden. Ein λ von 0,30 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.

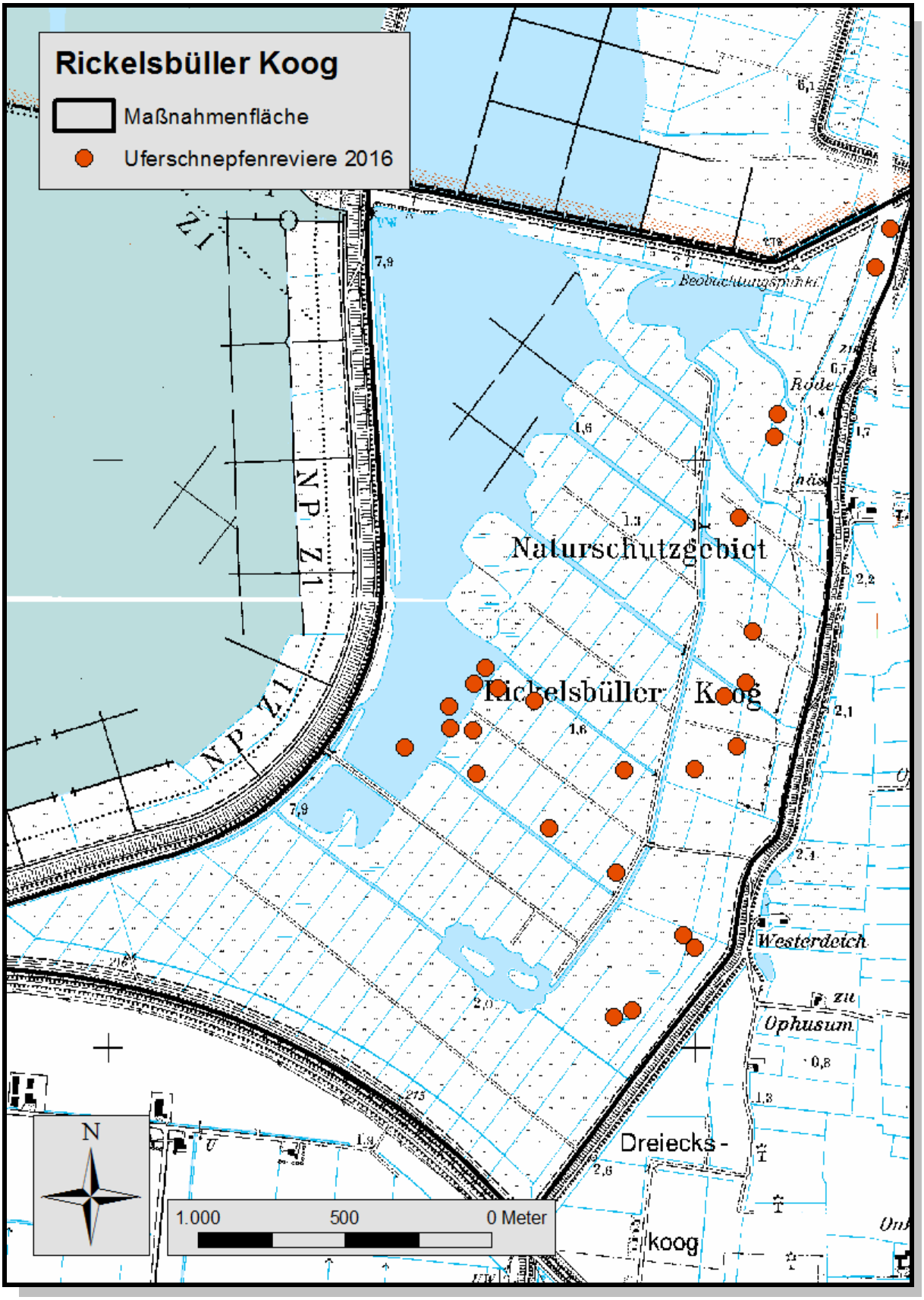


Abb 2: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2016. Zu beachten ist, dass die auf der Karte als Wasser gekennzeichneten Flächen nicht alle in der Brutzeit von Wasser bedeckt sind und daher Uferschnepfen auch im „Wasser“ Reviere etablieren können.

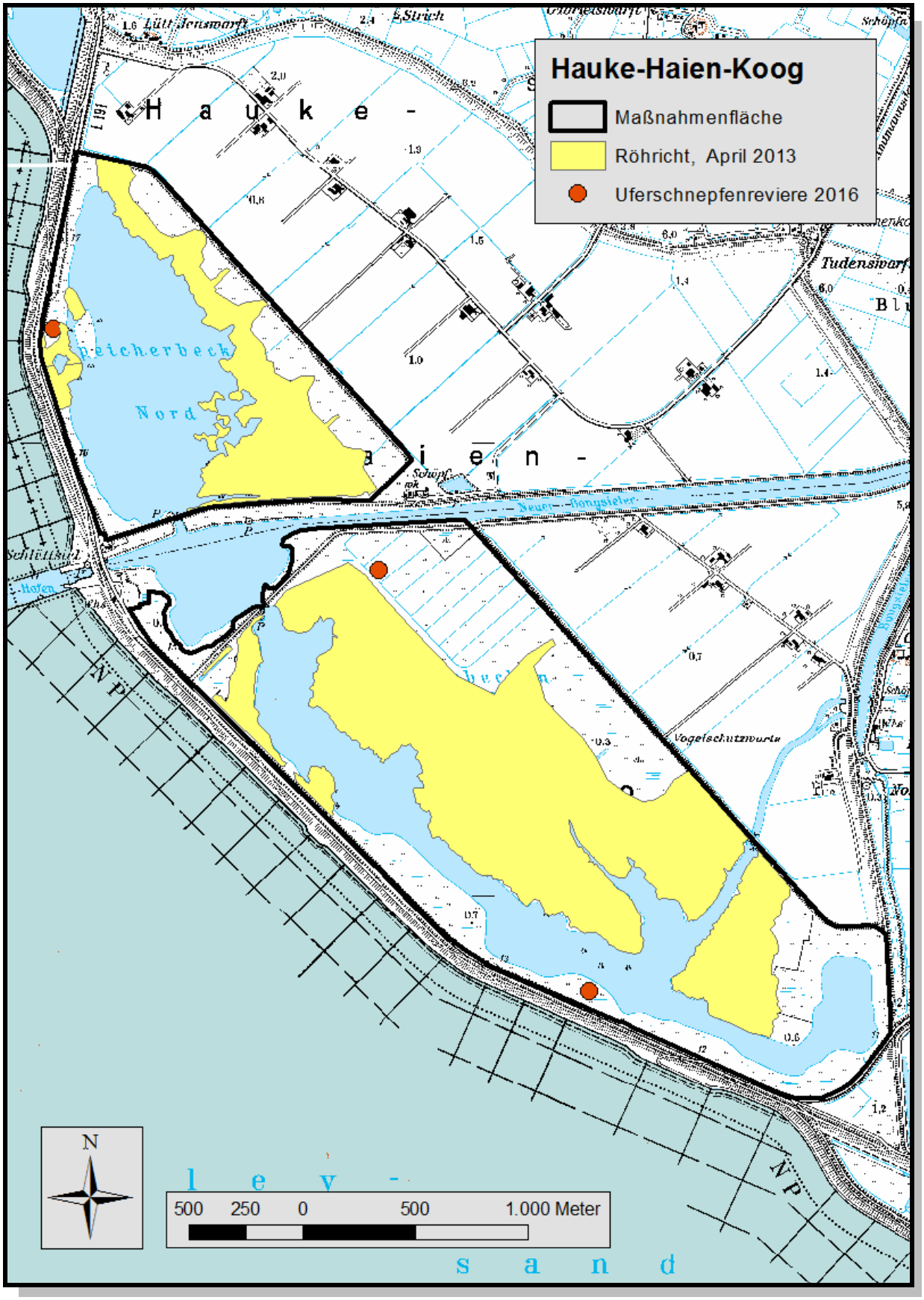


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Hauke-Haien-Koog 2016.

4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 94 Revierpaaren (Abb. 4) 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 (88 Revierpaare) kam es zu einer leichten Zunahme (λ_{2015} = 1,07), die Revierpaarzahlen lagen somit auch über denen von 2013 (λ_{2013} = 1,16).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt (Abb. 4). Wie 2014 und 2015 fand sich eine hohe Zahl (25) im „SO-Feuchtgrünland“. Mit 27% des Gesamtbestandes hat hier der Anteil im Vergleich zum Vorjahr (20%) wieder zugenommen. Zu einer deutlichen Zunahme kam es im Teilgebiet „Salzwasserlagune“ von 18 (20%) Revierpaaren 2015 auf 26 (28%) im Berichtsjahr. Vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms wurden 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) in einem Teilgebiet sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen in einem anderen Teilgebiet (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%) auf 9 (10%) Revierpaare, während im „NO-Feuchtgrünland“ und im „N Arlauspeicherbecken“ die Zahl der Revierpaare weitgehend konstant blieb.

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten 2016 nur noch 46 Uferschnepfenreviere festgestellt werden. Dies stellt eine Halbierung des Brutbestands seit Projektbeginn dar (λ_{2013} = 0,51, Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr war der Rückgang weniger drastisch (λ_{2015} = 0,94), es kam jedoch zu deutlichen Verschiebungen der Reviere. Die meisten Reviere fanden sich wieder im Nordosten und im Südosten des Koogs (Abb. 5). Die zentralen Bereiche waren jedoch im Vergleich zu 2013 – 2015 (Salewski et al. 2013, 2014, 2015) weitgehend frei von Uferschnepfen und besonders auffällig war dies im zentralen südlichen Bereich. Zumindest im Südosten des Koogs könnte 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 haben. Die Bereiche unmittelbar vor der 2014 beseitigten Baumreihe, die in den vergangenen Jahren von den Schnepfen gemieden worden war, waren im Berichtsjahr 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. Im Nordwesten des Koogs, in dem 2014/15 umfangreiche Managementmaßnahmen (Entfernung von Gehölzen) stattgefunden hatten und wo 2015/16 etwa 2700 m Weidezäune entfernt worden waren, fand sich auch 2016 nur ein Uferschnepfenpaar.

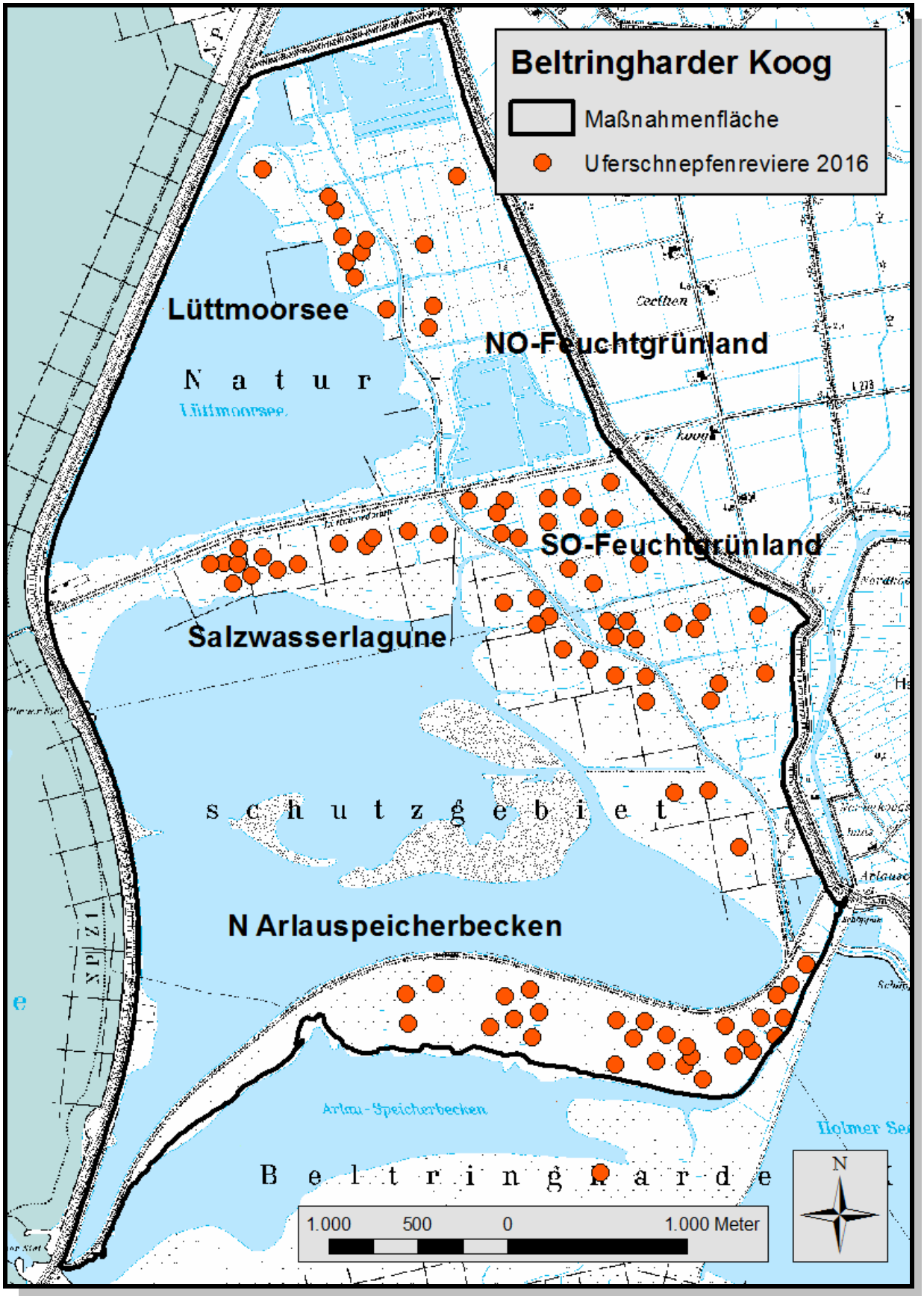


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2016.

4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Von allen Projektgebieten fand sich im Speicherkoog Süd die höchste Zahl an Uferschnepfenrevieren (114), obwohl auch hier ein Rückgang von 14 Paaren (11%) im Vergleich zum Vorjahr zu verzeichnen war. Die Siedlungsdichte lag allerdings mit 0,9 Revierpaaren/10 ha deutlich unter denen 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 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. Hier fanden sich jedoch nur noch 13 Reviere im Gegensatz zu 22 im Vorjahr, was einen überproportionalen Rückgang im Vergleich zum gesamten Speicherkoog Süd bedeutet. Auf etwa 165 ha Grünland und teils extensiv genutzter Schafweide im Norden des Koogs, die aufgrund hoher Wasserstände in den letzten Jahren nur unregelmäßig gemulcht werden konnten, kam die LIFE-Limosa Mähraupe zum Einsatz um stark bultige Vegetationstrukturen und sich ausbreitende Schilfinseln zu beseitigen. Dass sich Beweidung und die Etablierung von Uferschnepfenrevieren nicht vollständig ausschließen, zeigen einige Uferschnepfenreviere in Weideflächen im Norden und Süden (Abb. 6). Möglicherweise spielen kleinräumig variierende Habitatstrukturen 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 (1,8 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs 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.

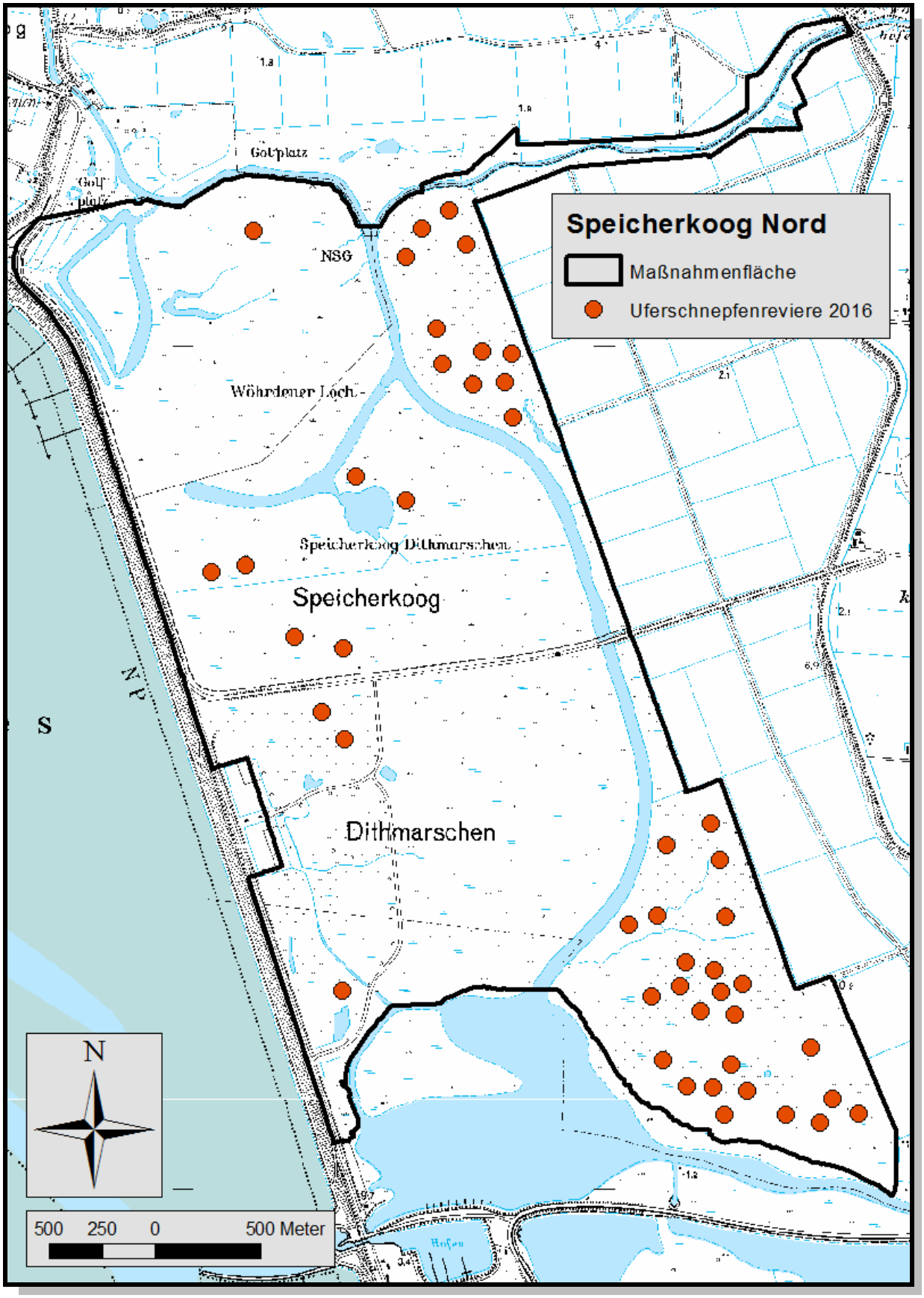


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2016.

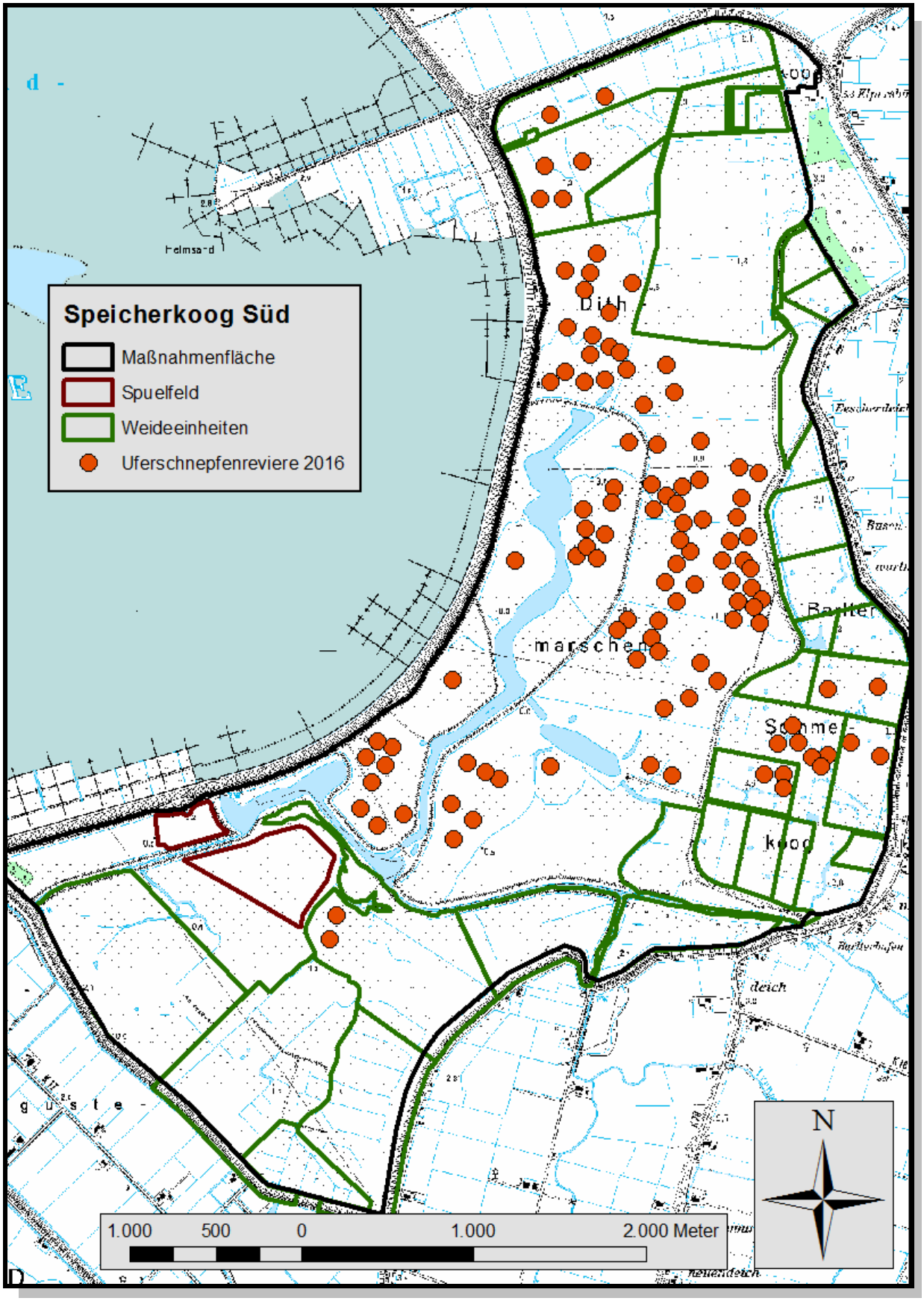


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2016.

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2016 insgesamt zehn Uferschnepfenreviere ermittelt, wobei aber nur fünf innerhalb der Maßnahmenfläche des Projekts lagen (Abb. 7). Vier Reviere fanden sich außerhalb im Nordfelder Koog und ein weiteres 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. 7), der zusätzlich durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wurde. In den Maßnahmenflächen siedelten sich Uferschnepfen ausschließlich in den neuen Poldern an, nachdem sie auf den entsprechenden Flächen vor der Anlage der Polder schon seit einigen Jahren nicht mehr gebrütet hatten (Salewski et al. 2015). Bemerkenswert ist ferner die mögliche Brut eines Kampfläufers im Südpolder (Thorup 2016).

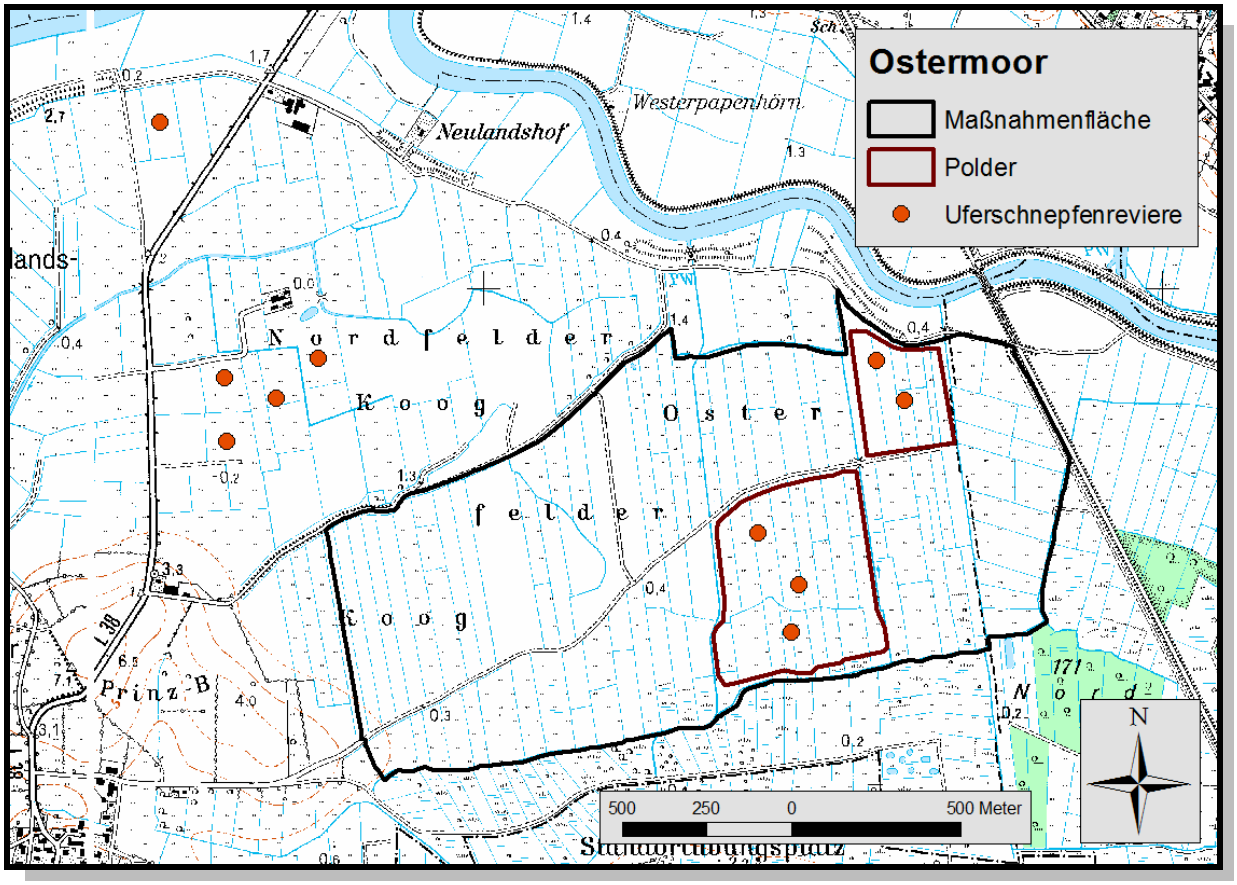


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2016.

4.1.7 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im Gebiet Alte-Sorge-Schleife etablierten 2016 drei Uferschnepfenpaare Reviere im Nordosten der Maßnahmenflächen (Abb. 8). Warnende Uferschnepfen konnten mit fortschreitender Saison allerdings nicht festgestellt werden (T. Kress, pers. Mitt.).

In den beiden zur Brutsaison 2015 angelegten Poldern sowie in dem zur Brutsaison 2016 neu angelegten Polder im „großen Mäander“ (Abb. 8) brüteten keine Uferschnepfen, obwohl diese vor der Brutzeit als Rastplatz und zur Nahrungsaufnahme genutzt wurden. Bemerkenswert waren im neuen Polder im Mäander jedoch die Brut eines Kampfläufers (Thorup 2016) und Bruten von Fluss-, und Sandregenpfeifern neben weiteren Bruten von Rotschenkel und Brandgans.

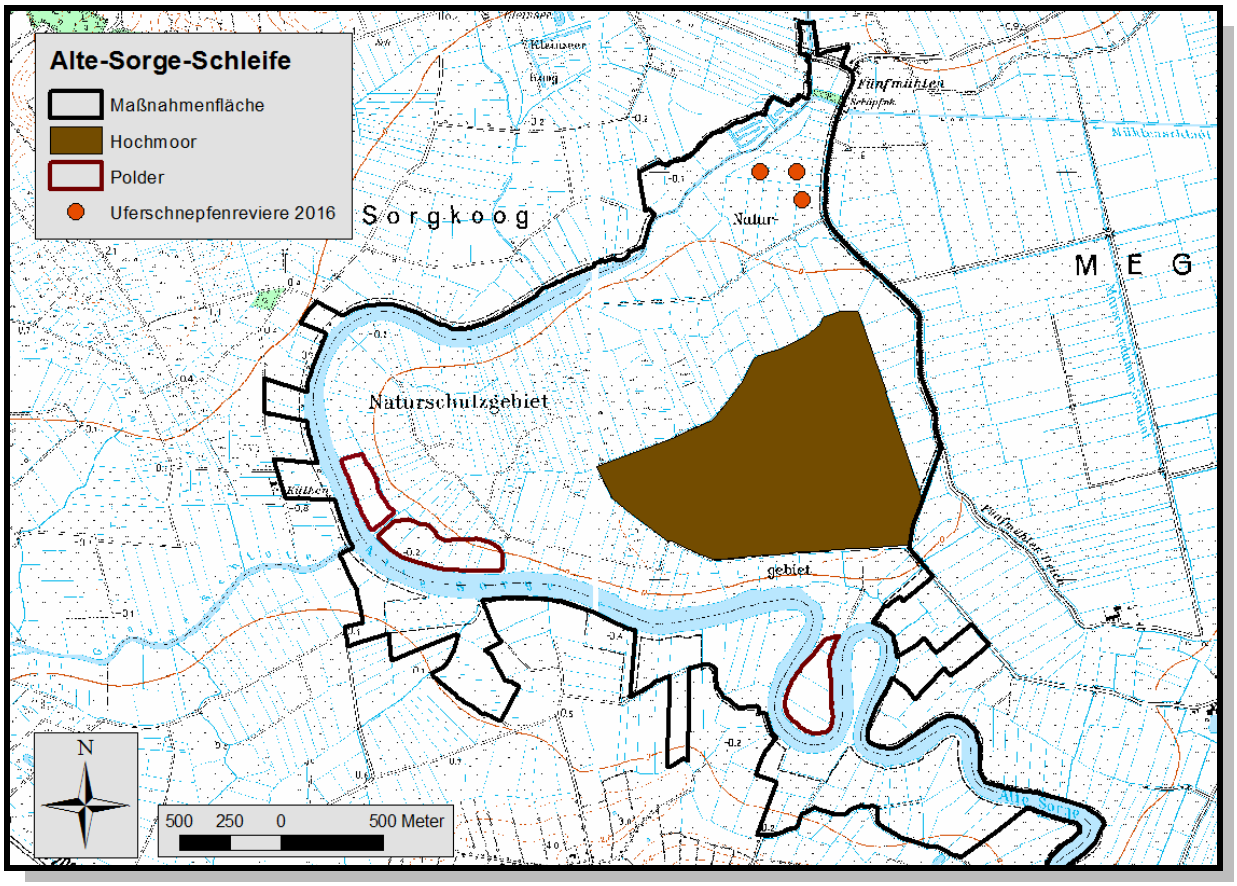


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im NSG Alte-Sorge-Schleife 2016.

4.1.8 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog waren 22 Uferschnepfenreviere etabliert. Trotz des starken Rückgangs im Vergleich zum Vorjahr (30) erreichte hier die Dichte der Uferschnepfenpaare mit etwa 2,5 Revieren/10 ha den höchsten Wert von allen Gebieten (Tab. 1, Abb. 9, siehe aber 4.1.9 Eiderästuar). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Maßnahmenfläche östlich von Rethdeich und eine isolierte Fläche

im Nordwesten nicht besiedelt waren. Nicht eingeschlossen ist bei dieser Betrachtung ein Uferschnepfenrevier außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 9).

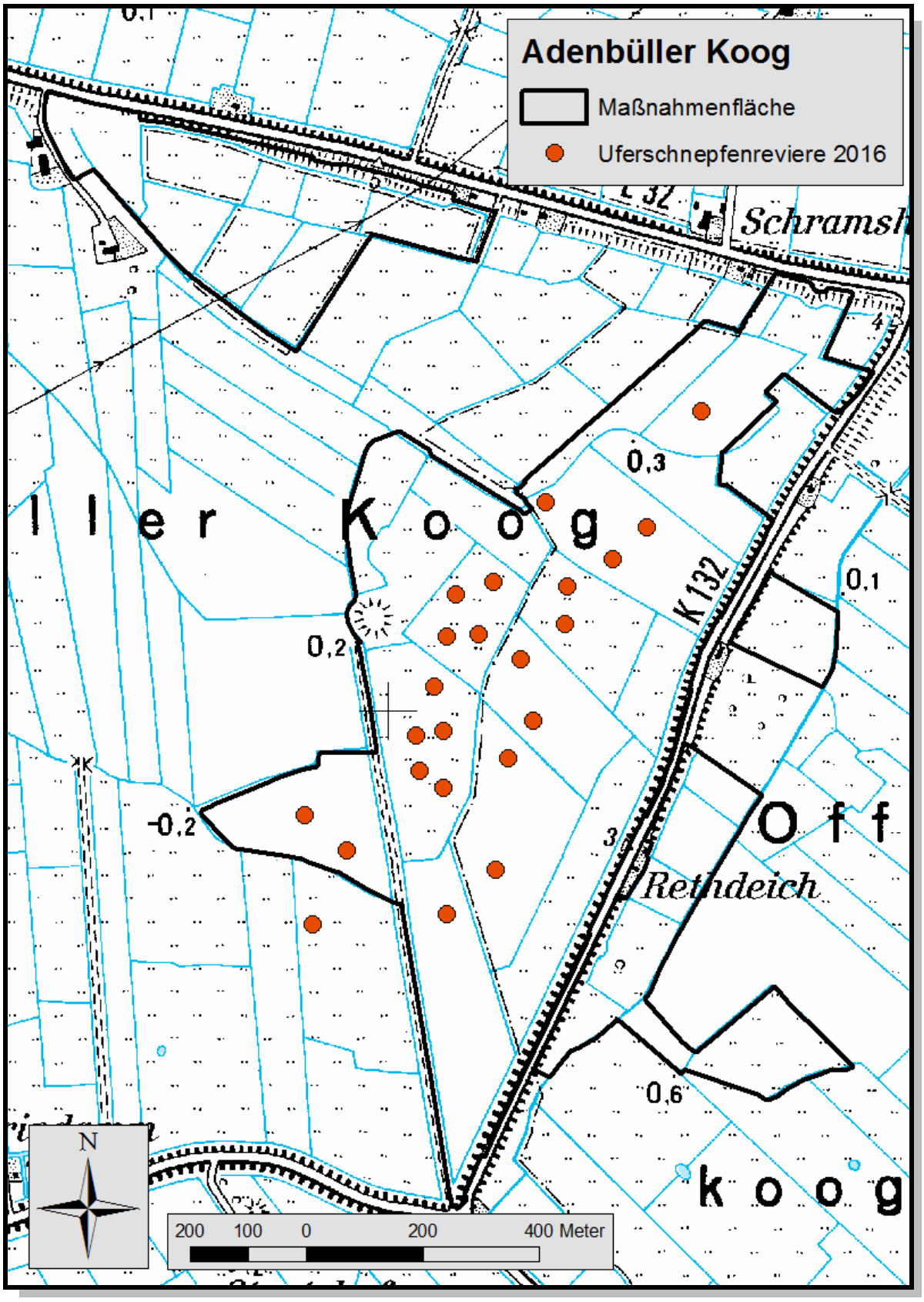


Abb. 9: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2016.

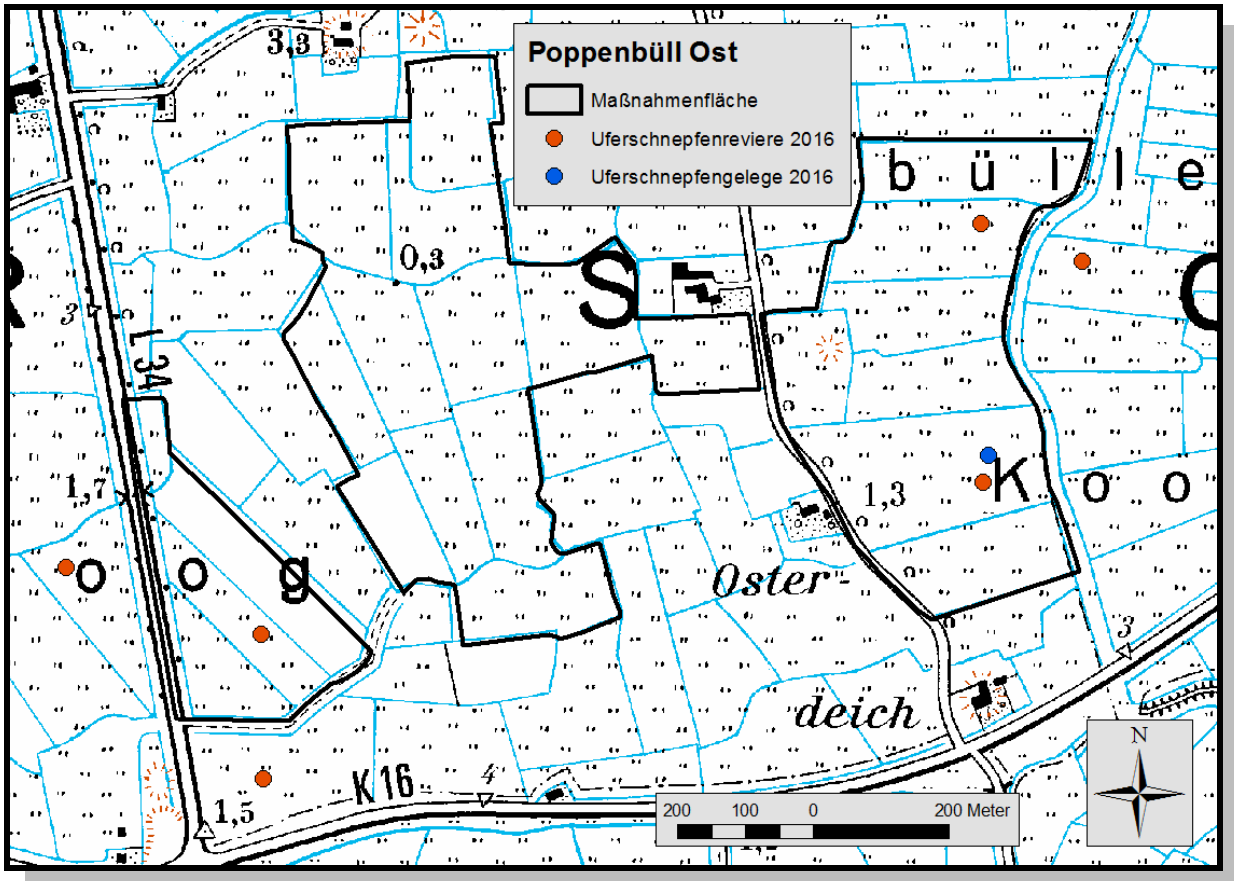


Abb. 10: Uferschnepfenreviere und ein gefundenes Gelege in Poppenbüll Ost 2016.

In der Fläche Poppenbüll Ost fanden sich drei Reviere innerhalb sowie drei Reviere außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 10), die genaue Zuordnung war bei letzteren jedoch schwierig. Bemerkenswert sind drei Reviere und ein gefundenes Gelege im oder in der Nähe des Teilgebiets östlich der Straße Osterdeich. Hier hatten sich in den Vorjahren keine Uferschnepfenreviere befunden. Umfangreiche Managementmaßnahmen, wie Ertüchtigung, Aufweitung und Stau von Gräben und Grüppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und besonders die Anlage eines Polders 2015/2016 hatten das Gebiet für Uferschnepfen stark aufgewertet. Dass dies auch für Wiesen- und Watvögel im Allgemeinen gilt, zeigen vier erfolgreiche Bruten des Säbelschnäblers und die Ansiedlung eines Paares des Flussregenpfeifers im neuen Polder, in einem Gebiet mit vorher für diese Arten ungeeignetem Habitat.

In Poppenbüll West brüteten wie schon in den Vorjahren auch 2016 keine Uferschnepfen.

4.1.9 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Teilgebiet Katinger Watt konnten 53 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 11). Dies entsprach einer Dichte von 1,2 Revieren/10 ha Grünland bezogen auf das gesamte Gebiet. Die einzelnen Teilflächen wiesen jedoch große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Flächen „Grüne Insel“ und „Olversumer Vorland“, wo im Vorjahr keine Uferschnepfen gebrütet hatten, fand sich je ein Revierpaar, im „Naturinformationsareal“ waren es zwei und im „Nullgebiet“ drei. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (46) wiesen die Eiderdammflächen auf (Abb. 11). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha[2] mit 3,4 Revieren/10 ha den höchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldensworter Vorland etablierte sich 2016 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 Schilf noch nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen. Im Dithmarscher Vorland brüteten 2016, wie schon in den Vorjahren, keine Uferschnepfen.

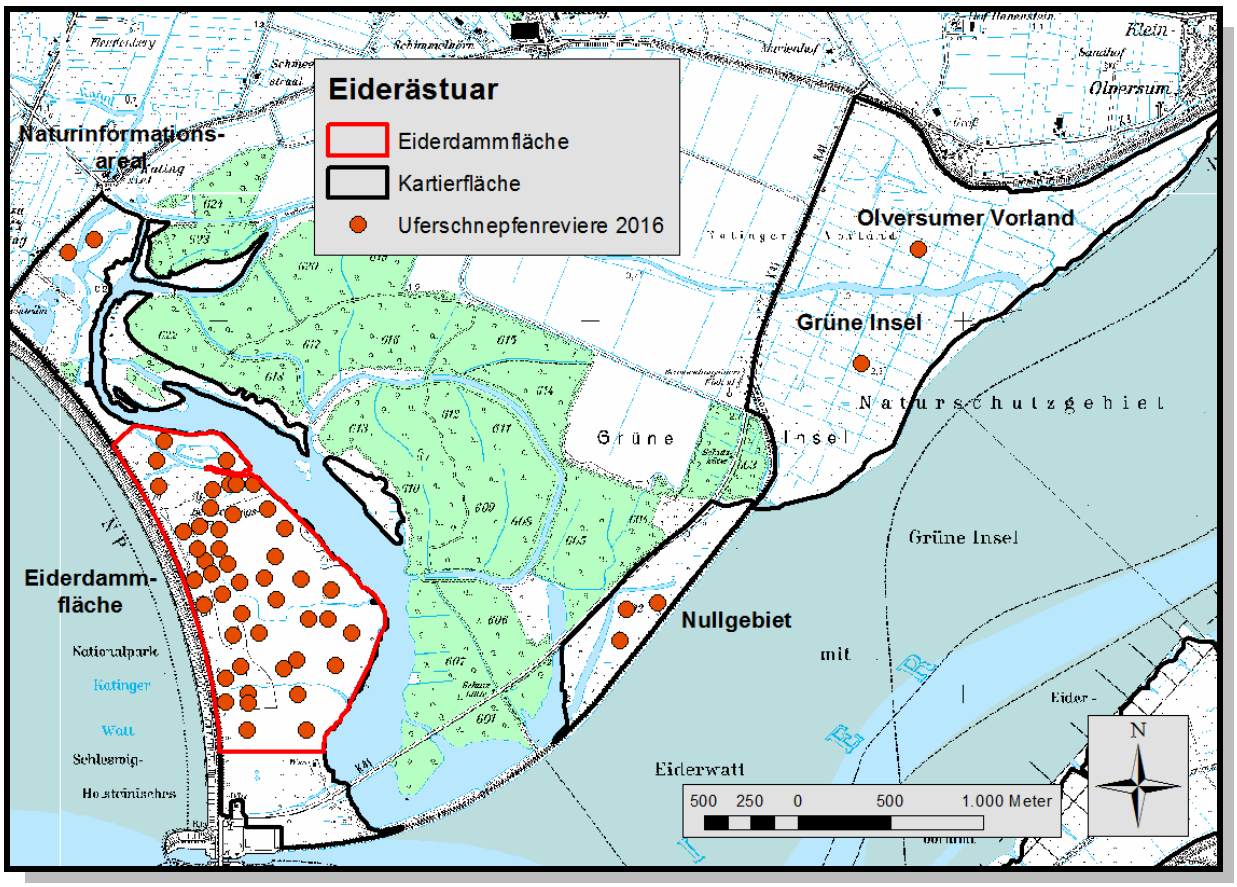


Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2016.

[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.

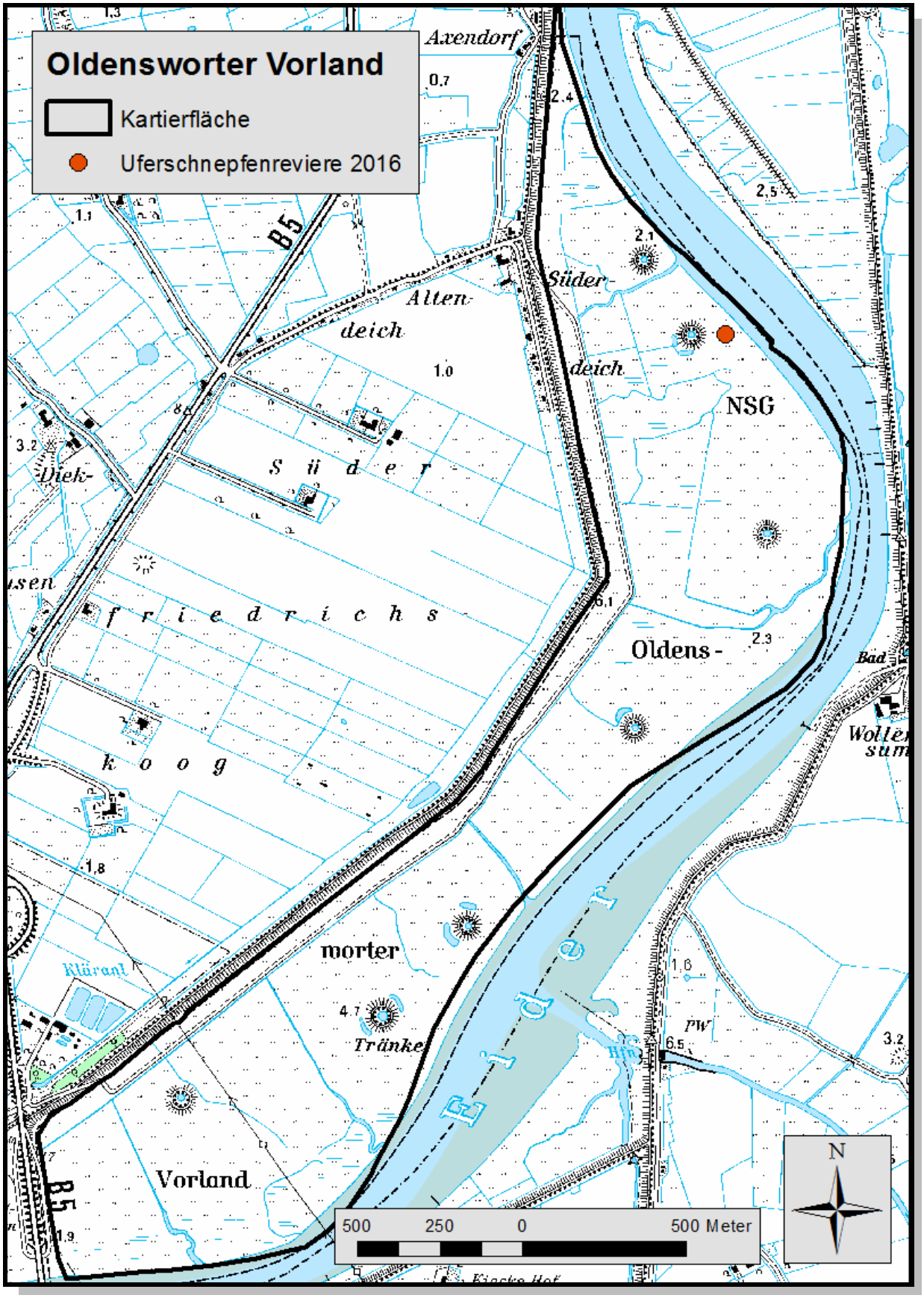


Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Oldensworter Vorland 2016.

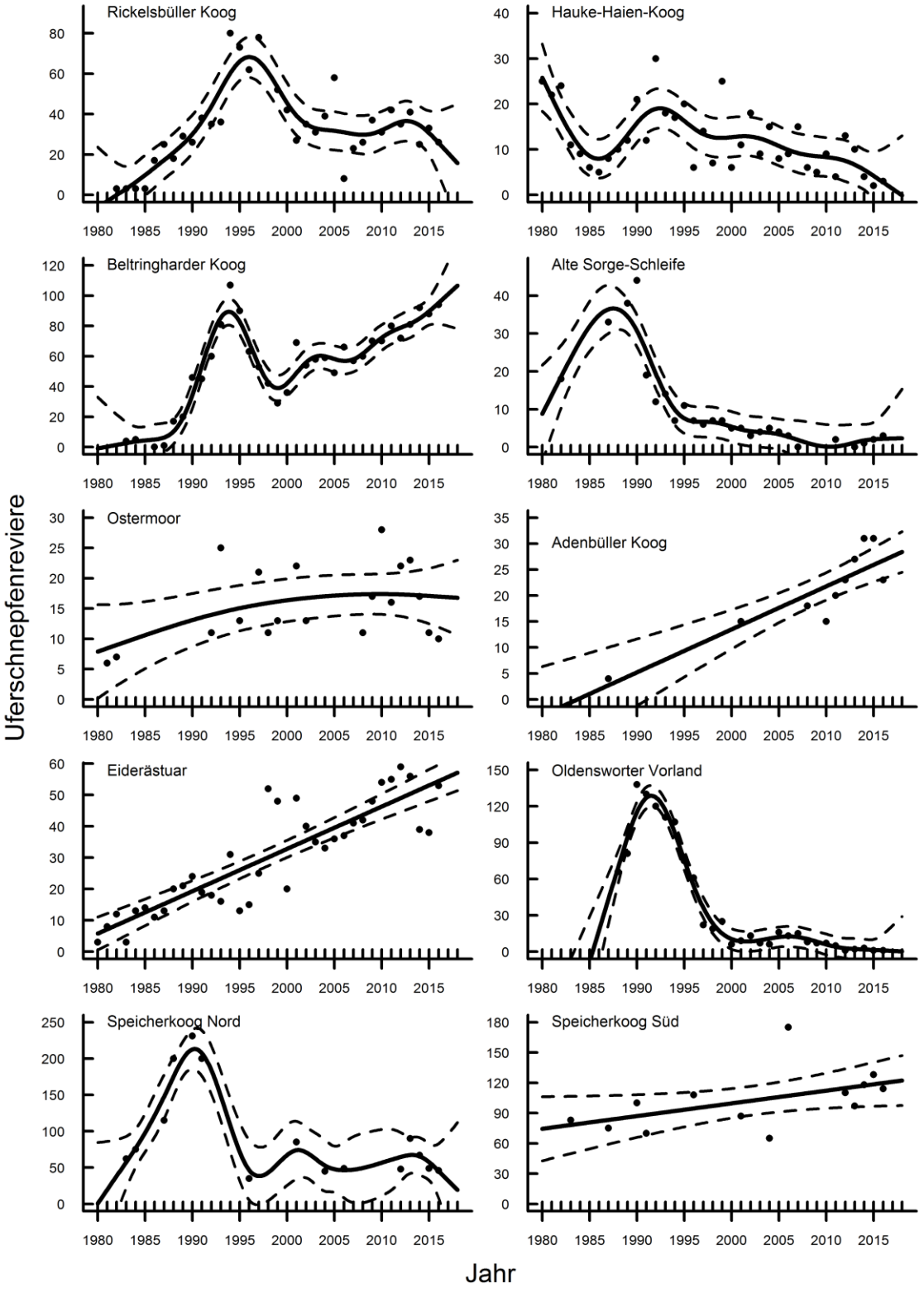


Abb. 13: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa Flächen 1980–2016. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf diese beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisierten additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95%-Konfidenzintervalle. 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 2016 im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd, die den langfristigen positiven Trend in diesen Projektgebieten noch nicht beeinflussen. Einen weiterhin positiven Trend zeigen auch der Beltringharder Koog und das Eiderästuar. Allerdings kommt es im Rickelsbüller Koog, im Hauke-Haien-Koog und im Speicherkoog Nord in den letzten Jahren zu deutlichen Abnahmen (Abb. 13).

4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Schlupferfolg

Insgesamt wurden 2016 in fünf Gebieten 109 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon fand sich im Beltringharder Koog (53, Abb. 14) und im Speicherkoog Süd (40, Abb. 15). Im Adenbüller Koog konnten 14 Gelege gefunden werden (Abb. 16), aber nur eines im Ostermoor außerhalb der Maßnahmenfläche sowie eines in Poppenbüll Ost (Abb. 10). Der Schlupferfolg war im Allgemeinen niedrig (Tab. 2) und somit ist eine wichtige Voraussetzung für einen Gesamtbruterfolg nicht gegeben. Eine Ausnahme war allerdings der Speicherkoog Süd, wo im Vergleich zu den Vorjahren (Salewski & Granke 2016) der Schlupferfolg hoch war. Im Adenbüller Koog gingen elf der gefundenen Gelege vor dem Schlupf verloren. Im Beltringharder Koog kamen 28 der gefundenen Gelege zum Schlupf, im Speicherkoog Süd 21. Die mit Abstand häufigste Verlustursache war mit 49 Fällen (89%) Prädation, was annähernd den Vorjahreswerten entsprach. Im Adenbüller Koog war Viehtritt die Verlustursache von zwei Gelegen, im Beltringharder Koog wurde eines und im Speicherkoog Süd drei Gelege vorzeitig aufgegeben (zu möglichen Ursachen siehe unten).

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

				Verlust		
Gebiet	**Gelege**	**Schlupf**	**unklar**	**Prädation**	**Viehtritt**	**Aufgabe**
Beltringharder Koog	53	28	1	23	0	1
Speicherkoog Süd	40	21	0	16	0	3
Ostermoor	1*	0	0	1	0	0
Adenbüller Koog	14	3	0	9	2	0
Poppenbüll Ost	1	1	0	0	0	0

* Gelege außerhalb der Maßnahmenfläche.

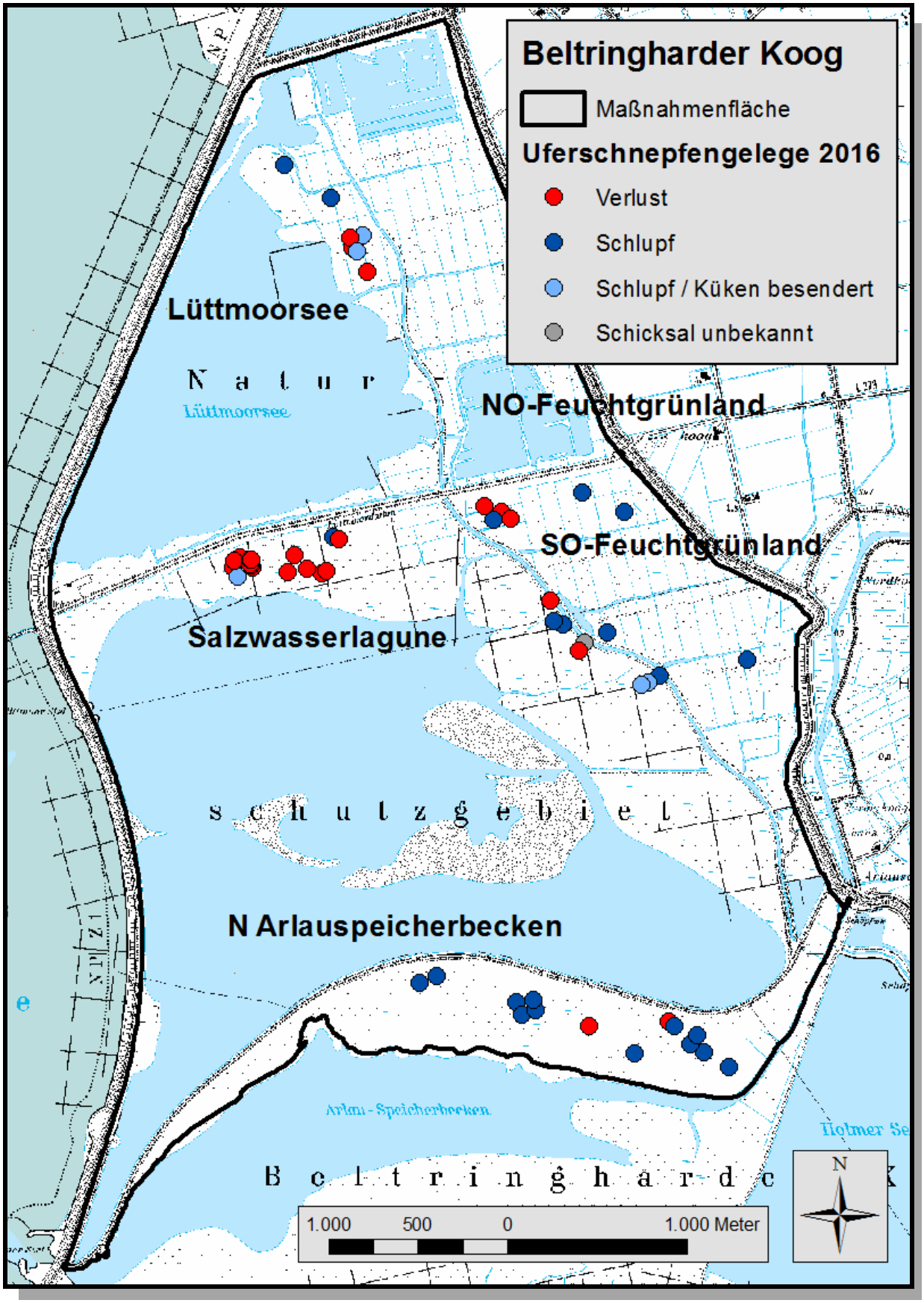


Abb. 14: Im Beltringharder Koog 2016 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

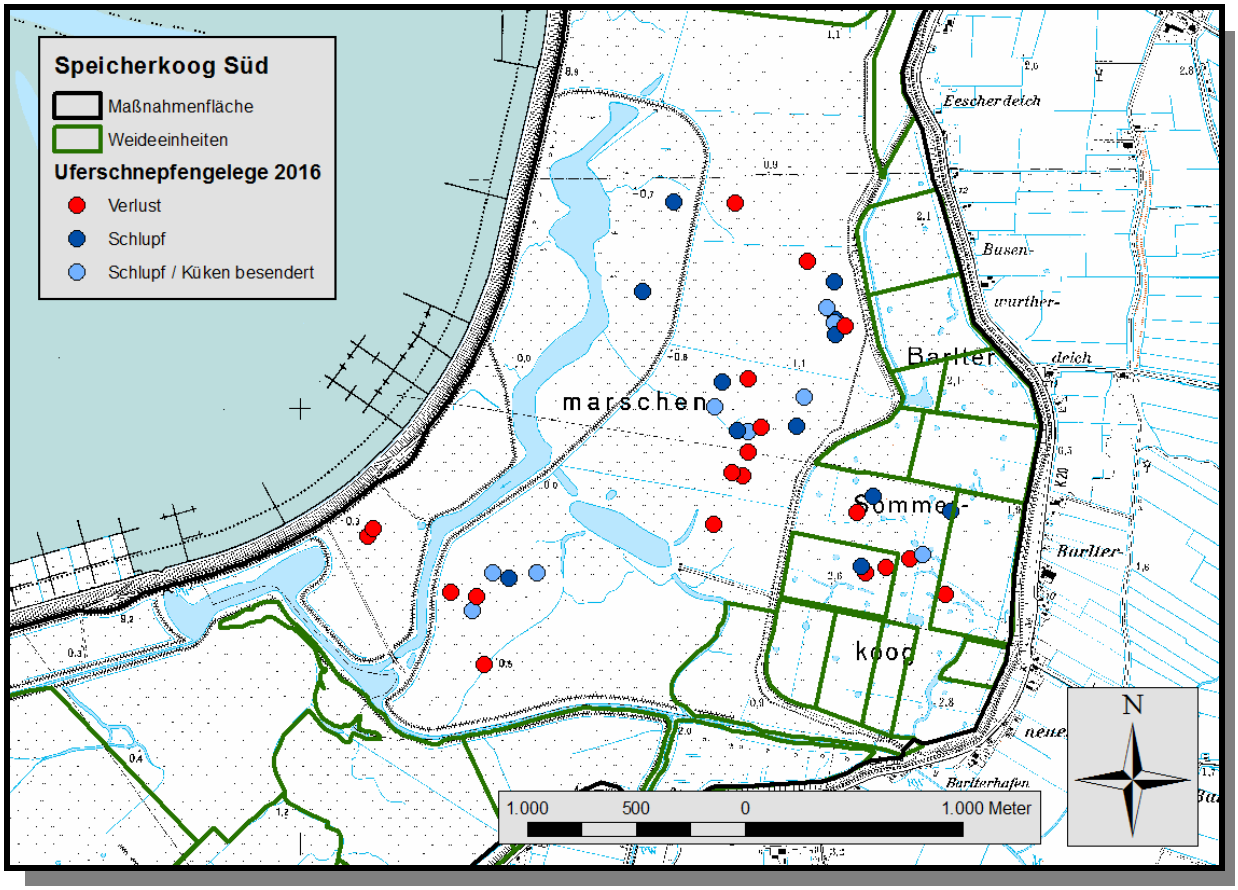


Abb. 15: Im Speicherkoog Süd 2016 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Wie in anderen Gebieten auch (Bruns 2004, Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008, Kentie et al. 2015) ist somit auf den LIFE-Limosa-Flächen Prädation die häufigste Verlustursache von Gelegen. Andere Gründe wie Nestaufgabe (20% in den Niederlanden, Kentie et al. 2015), landwirtschaftliche Arbeiten (bis zu 29% in den Niederlanden) (Schekkerman et al. 2006, Bairlein & Bergner 1995, Helmecke & Hötker 2008) oder Viehtritt (Beintema & Müskens 1987, Bairlein & Bergner 1995, Junker et al. 2004, Schekkerman et al. 2008) spielen in den Projektgebieten 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. Allerdings scheint es in den letzten Jahrzehnten zu einer Verschiebung der Verlustursachen gekommen zu sein. Im Gegensatz zu den oben erwähnten neueren Arbeiten berichtet Witt (1986, in Bairlein & Bergner 1995), dass natürliche Verluste (2%) wie Prädation gegenüber von Verlusten durch die Landwirtschaft vernachlässigbar seien und auch nach Bairlein & Bergner (1995) spielten zu Beginn der 1990er Jahre natürliche Verluste von Uferschnepfengelegen in der „Stollhammer Wisch“ in Niedersachsen kaum eine Rolle.

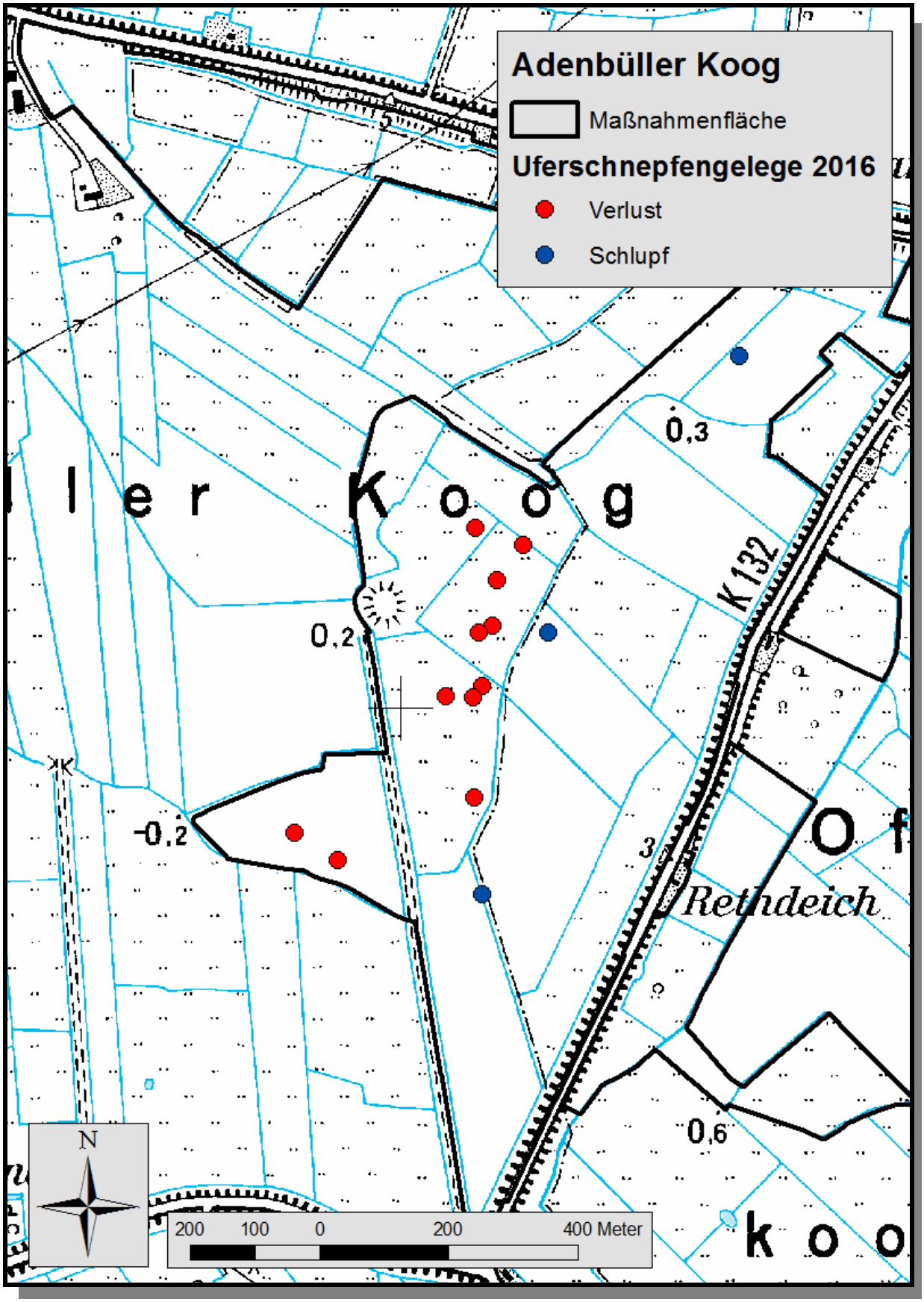


Abb. 16: Im Adenbüller Koog 2016 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet und dem Gelegealter mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 96 Gelegen ausgewertet (Adenbüller Koog: 13, Speicherkoog Süd: 37, Beltringharder Koog: 46). Nicht berücksichtigt wurden die beiden Gelege im Ostermoor und in Poppenbüll Ost und zwei Gelege im Beltringharder Koog, wovon bei einem das Schicksal unklar war und ein weiteres erst beim Schlupf gefunden wurde. Bei manchen Gelegen wurde das Alter erst wenige Tage nach dem Fund ermittelt. Einige Gelege, die bereits kurz nach dem Fund und vor der Ermittlung des Alters verloren gegangen waren, konnten daher ebenfalls nicht berücksichtigt werden. Von den zwölf Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten erklärte das Modell die Daten am besten, das von unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Untersuchungsgebieten ausging (Tab. 3). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten betrugen demnach 0,923 ± 0,026 im Adenbüller Koog, 0,959 ± 0,010 im Speicherkoog Süd und 0,971 ± 0,007 im Beltringharder Koog, was Schlupfwahrscheinlichkeiten von 12%, 34% und 47% in den jeweiligen Gebieten entspricht.

Das Modell, das zusätzlich zu den Unterschieden zwischen den Gebieten noch das Gelegealter berücksichtigte, wurde von den Daten etwa gleich gut unterstützt wie das Model, das nur Unterschiede zwischen den Gebieten berücksichtigte ($\Delta AIC_C = 0{,}088$). Zusätzlich wiesen vier weitere Modelle ebenfalls ein $\Delta AIC_C < 2$ auf (Tab. 3). Bei den AIC_C-Gewichten handelt es sich um Wahrscheinlichkeiten, die addiert werden können. Die Summe der AIC_C-Gewichte aller Modelle ergibt 1. Werden für die einzelnen Faktoren „Gebiet“ (G), „Alter“ und „stetiger Trend“ (T) die AIC_C-Gewichte der Modelle addiert, in denen diese Faktoren berücksichtigt werden (Modelle mit einem AIC_C-Gewicht <0,001 nicht berücksichtigt), ergeben sich Wahrscheinlichkeiten von 0,59 für „G“, von 0,50 für „Alter“ und von 0,28 für „T“, im „besten“ Modell enthalten zu sein. Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege variiert demnach im Wesentlichen in Abhängigkeit des Gebietes, in dem sie sich befinden und des Gelegealters. Dass der Tag innerhalb der Saison einen Einfluss auf das Überleben hat, ist weniger wahrscheinlich. Nach den sich aus dem Model G+Alter (Tab. 3) ergebenden täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten nehmen diese mit zunehmendem Gelegealter zu (Abb. 17).

Tab. 3: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in drei 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
$\Phi_{(G)}$	256,96	0	0,216	3
$\Phi_{(G+Alter)}$	257,05	0,088	0,207	4
$\Phi_{(Alter)}$	257,66	0,699	0,153	2
$\Phi_{(.)}$	257,83	0,874	0,140	1
$\Phi_{(G+T+Alter)}$	258,76	1,798	0,088	5
$\Phi_{(G+T)}$	258,96	1,998	0,080	4
$\Phi_{(T)}$	259,52	2,566	0,060	2
$\Phi_{(T+Alter)}$	259,66	2,703	0,056	3
$\Phi_{(G+Alter+t)}$	346,88	89,921	<0,001	70
$\Phi_{(t)}$	347,50	90,542	<0,001	67
$\Phi_{(G+t)}$	347,89	90,928	<0,001	69
$\Phi_{(Alter+t)}$	349,97	93,011	<0,001	68

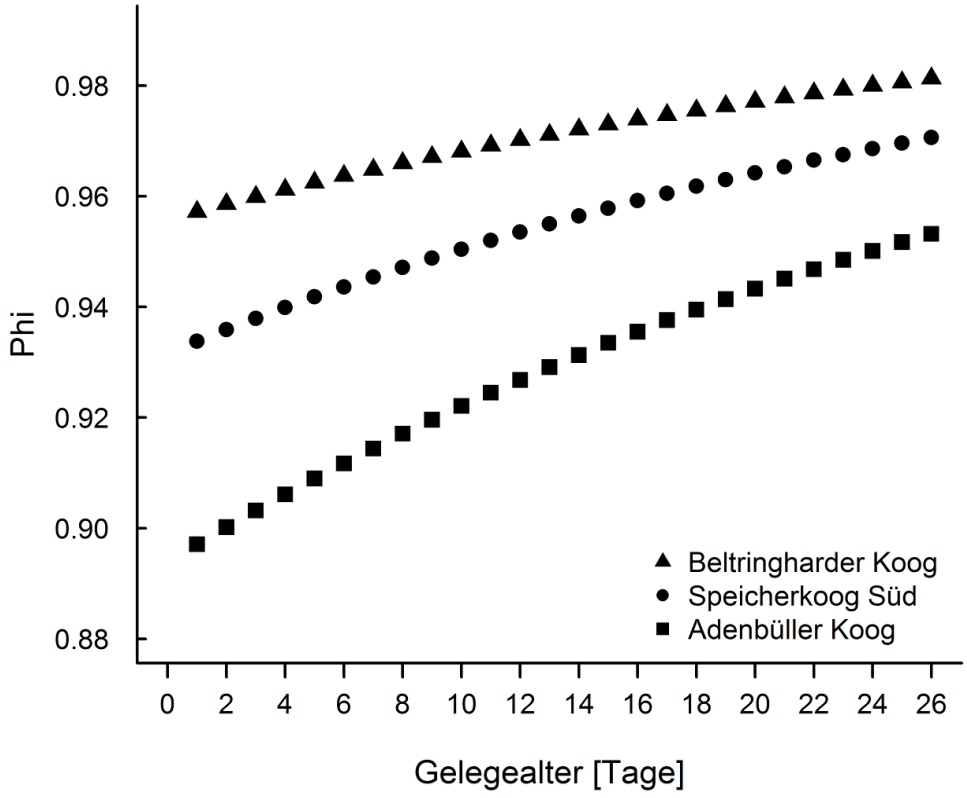


Abb. 17: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit (Phi) von Uferschnepfengelegen 2016 in drei Projektgebieten nach Gelegealter. Tag 0 = Tag der Ablage des ersten Eis. Symbole zeigen die Wahrscheinlichkeit an, vom Vortag auf den jeweiligen Tag zu überleben. Zur besseren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung von Fehlerbalken verzichtet.

Wenn das Alter der Gelege nicht berücksichtigt wurde, konnten 105 Gelege zur Analyse herangezogen werden (Adenbüller Koog: 14, Speicherkoog Süd: 40, Beltringharder Koog: 51). Mit diesem umfangreicheren Datensatz betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit 0,909 ± 0,026 im Adenbüller Koog, 0,955 ± 0, 010 im Speicherkoog Süd und 0,964 ± 0,007 im Beltringharder Koog, was Wahrscheinlichkeiten zu Schlüpfen von 8%, 30% und 39% entspricht. Der Grund für die im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd niedrigeren Werte ist, dass gerade Gelege, die besonders schnell nach dem Auffinden verloren gingen, in der Analyse, in die auch das Gelegealter einging, ausgeschlossen wurden. Es ist daher anzunehmen, dass die niedrigeren Schätzungen näher an den wirklichen Schlupfwahrscheinlichkeiten liegen, als die aus der Analyse mit einem weniger umfangreichen Datensatz.

Große Unterschiede im Schlupferfolg zwischen verschiedenen Gebieten ergaben sich ebenfalls mit 14% bis 87% in den Niederlanden (Schekkerman et al. 2008), wobei der Schlupferfolg eines Gebietes aber auch, ähnlich wie im Speicherkoog Süd, zwischen den Jahren stark variieren kann (Groen & Hemerick 2002, Teunissen et al. 2008). Trends, wie etwa die Steigerung des Schlupferfolgs nach durchgeführten Managementmaßnahmen, können deswegen erst nach einigen Jahren deutlich werden. 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% bis 50% 2002 auf nur noch 2,5% 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).

Von 81 durch Kameras überwachten Gelegen kamen 47 zum Schlupf, wobei die Kameras bei 16 Gelegen das Schlupfereignis nicht festhielten (Tab. 4). Letzteres lag zum einen an Ausfällen der Kameras aber auch an der während der Bebrütungsphase hoch aufgewachsenen Vegetation. Vier Bruten wurden aufgegeben, wobei in einem dieser Fälle ein unscharfes Foto auf Prädation des brütenden Altvogels durch eine Rohrweihe *Circus aeruginosus* hinweisen könnte (Abb. 18). Ein Fall, in dem eine brütende adulte Uferschnepfe von einer Rohrweihe geschlagen wurde, konnte von H. Jeromin (pers. Mitt.) im Berichtsjahr im Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge-Niederung beobachtet werden. Prädiert wurden 30 Gelege, wobei in sieben Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst wurde. Als Prädatoren konnten in 13 Fällen Fuchs *Vulpes vulpes*, in fünf Fällen Marderhund *Nyctereutes procyonoides*, in drei Fällen Iltis *Mustela putorius* und in je einem Fall Steinmarder *Martes foina* und Mäusebussard *Buteo buteo* nachgewiesen werden (Tab. 4, Abb. 18). Bei einem

weiteren Gelege fielen zwei Eier einem Habicht *Accipiter gentilis* zum Opfer, die beiden verbliebenen Eier kamen jedoch zum Schlupf.

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

Gebiet	Gelege	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Prädation (nicht erfasst)	Verlust durch					
					Fuchs	Iltis	Marderhund	Steinmarder	Mäusebussard	Aufgabe/unklar
Beltringharder Koog	43*	18	8	3	12	-	1	-	-	1
Speicherkoog Süd	35	13	7	4	-	3	4	-	1	3
Ostermoor	1**	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Adenbüller Koog	2	-	1	-	-	-	-	1	-	-
Summe	**81**	**31**	**16**	**7**	**13**	**3**	**5**	**1**	**1**	**4**

* eine Kamera wurde kurz vor dem Schlupf wegen Viehauftrieb abgebaut.
** außerhalb der Maßnahmenflächen.

Im Vergleich zu den Vorjahren ergaben sich deutliche Unterschiede hinsichtlich des Prädatorenspektrums in den einzelnen Gebieten. Die Dominanz des Fuchses unter den Verlustursachen ist alleine auf sein Auftreten im Beltringharder Koog zurückzuführen. Im Speicherkoog Süd fiel ihm dagegen kein einziges Gelege zum Opfer, nach dem er in Vorjahren hier der häufigste Nestprädator gewesen war (Salewski & Granke 2016). Im Jagdjahr 2015/16 wurden im Speicherkoog Süd 16 Füchse erlegt, davon alleine zehn (neun Fähen) zwischen dem 15. Januar und dem 28. Februar 2016 (H. Schmidt-Harries, pers. Mitt.). Im gleichen Zeitraum wurden in den Vorjahren nur fünf (2014/15) bzw. zwei (2013/14) Füchse erlegt. Möglicherweise hatte die intensive Jagd auf Fuchsfähen kurz vor der Brutsaison dazu geführt, dass der Koog weitgehend von territorialen Füchsen frei blieb. Einen weiteren Hinweis auf den bedeutenden Einfluss von Bodenprädatoren geben die zwischen den Teilgebieten unterschiedlichen Schlupferfolge im Beltringharder Koog. Im Teilgebiet „N Arlau-Speicherbecken“ schlüpften zwölf von 14 gefundenen Gelegen (81%), während im Rest des Koogs mit 16 von 39 (41%) ein wesentlich geringerer Anteil der gefundenen Gelege zum Schlupf kam (Abb. 14). Aus dem „N Arlauspeicherbecken“ wurden 2016 Bodenprädatoren durch einen vor der Brutsaison am östlichen Ende aufgestellten stromführenden Zaun und ein im Westen angebrachtes stabiles Gitter weitgehend ferngehalten, was sicher zu dem hohen Schlupferfolg beigetragen hat. In den Vorjah-

ren waren in diesem Teilgebiet nur 39% (2015) bzw. 58% (2014) der gefundenen Gelege geschlüpft.

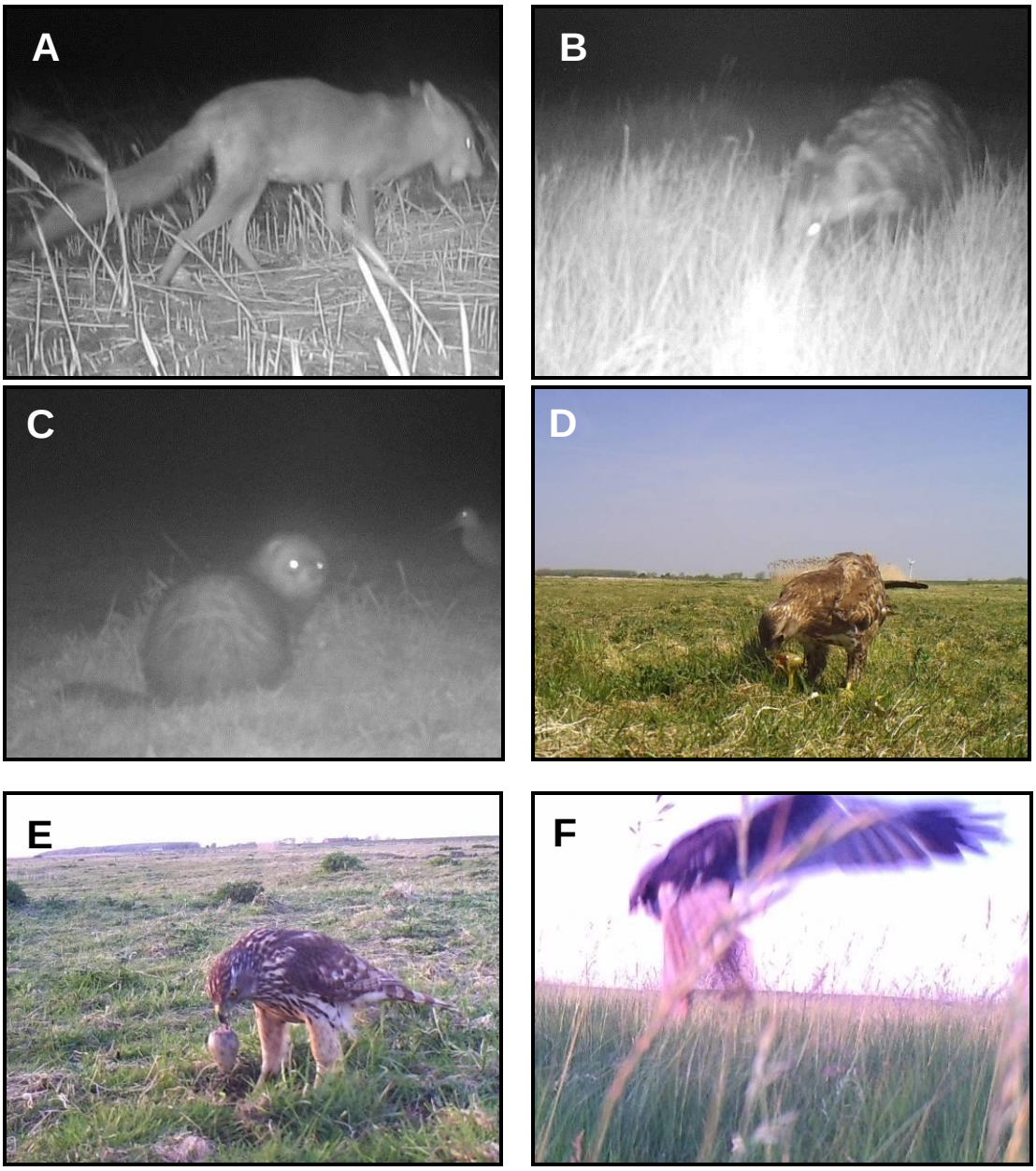


Abb. 18: Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2016. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis, D: Mäusebussard, E: Habicht, F: Rohrweihe.

Wie in der Saison 2015 konnte auch im Berichtsjahr der Iltis nur am Beginn der Saison (April) und nur im Speicherkoog Süd als Verlustursache festgestellt werden. Der Marderhund trat im Beltringharder Koog nur einmal auf, war aber im Speicherkoog Süd mit vier Fällen, alle gegen Ende der Brutsaison, der am häufigsten nachgewiesene Prädator von Uferschnepfengelegen.

4.3.2 Kükentelemetrie

Im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog wurden insgesamt 39 junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet. Im Beltringharder Koog konnten zwei dieser Sender nach etwa drei Wochen nicht mehr geortet werden, obwohl dies bei einem weiteren Küken desselben Geleges bis zum flügge werden der Fall war. Die beiden betreffenden, mit einem Metallring gekennzeichneten Küken, wurden zunächst als „Verlust“ gewertet. Sie konnten aber später, als sie schon flügge waren, zusammen mit ihren anhand von Farbringen identifizierbaren Eltern und dem ebenfalls mit Farbringen gekennzeichneten flüggen Geschwister beobachtet werden. Bei der weiteren Darstellung der Ergebnisse und der Auswertung der Telemetriedaten mittels *nest-survival*-Modellen wurden diese beiden Küken als „flügge geworden“ mit einbezogen. Dies ist methodisch problematisch, aber da diese beiden Küken sicher überlebt haben, würde ein Ignorieren zu einer deutlichen Unterschätzung der wahren täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken im Beltringharder Koog führen. Zu einem Vergleich mit den Ergebnissen aus Modellen, die diese beiden Küken nicht berücksichtigen, siehe unten.

Etwa die Hälfte der besenderten Küken (19) verschwand spurlos (Tab. 5), 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 und Mäusebussard regelmäßig zur Sendersuche aufgesucht wurden. Die Suche bei bekannten Wiesenweihen- (*Circus pygargus*) und Rohrweihennestern außerhalb der Köge erbrachte ebenfalls keine Ergebnisse.

Im Beltringharder Koog konnte nur in einem Fall die Verlustursache nachgewiesen werden (Tab. 5). Ein Küken, dessen Reste einen Tag vor dem Flügge werden gefunden wurden fiel sicher einem Raubsäuger zum Opfer. Ein weiterer Sender wurde im Gelände gefunden, nachdem die entsprechenden Küken Prädatoren zum Opfer gefallen waren. Ein Sender ist wahrscheinlich vorzeitig abgefallen. Drei Küken wurden flügge.

Im Speicherkoog Süd verschwanden zwölf von 26 Sendern spurlos. In zwei Fällen wurden die Küken im Alter von etwa sechs und neun Tagen ohne ersichtliche deutliche Verletzungen, wie etwa Bissspuren, tot im Gelände gefunden (Abb. 19A). Von zwölf weiteren im Gelände gefundenen Sendern wiesen zweimal Kükenreste (Abb. 19B) auf einen Raubsäuger und fünfmal gerupfte feine Daunenfedern (Abb. 19C) auf einen Greifvogel als Verlustursache hin. Bei fünf ohne weitere Hinweise im Gelände gefundenen Sendern (Abb. 19D) ist die Verlustursache unbekannt.

Tab. 5: Verbleib der Sender bzw. der mit Telemetriesendern ausgestatteten 39 Küken.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Beltringharder Koog
Sender vorzeitig abgefallen	0	(1)*
Sender spurlos verschwunden	12	8**
Küken ohne deutliche Verletzung tot gefunden	2	0
Prädation, wahrscheinlich Raubsäuger	2	1
Prädation, wahrscheinlich Greifvogel	5	0
Sender im Gelände gefunden/Prädation	5	1
Flügge	0	3
Summe	**26**	**13**

* Das den verlorenen Sender tragende Küken wurde aber flügge und ist dort aufgelistet.
** Hierbei sind zwei Sender nicht berücksichtigt, die zwar nicht geortet werden konnten, bei denen die tragenden Küken jedoch flügge wurden (siehe Text).

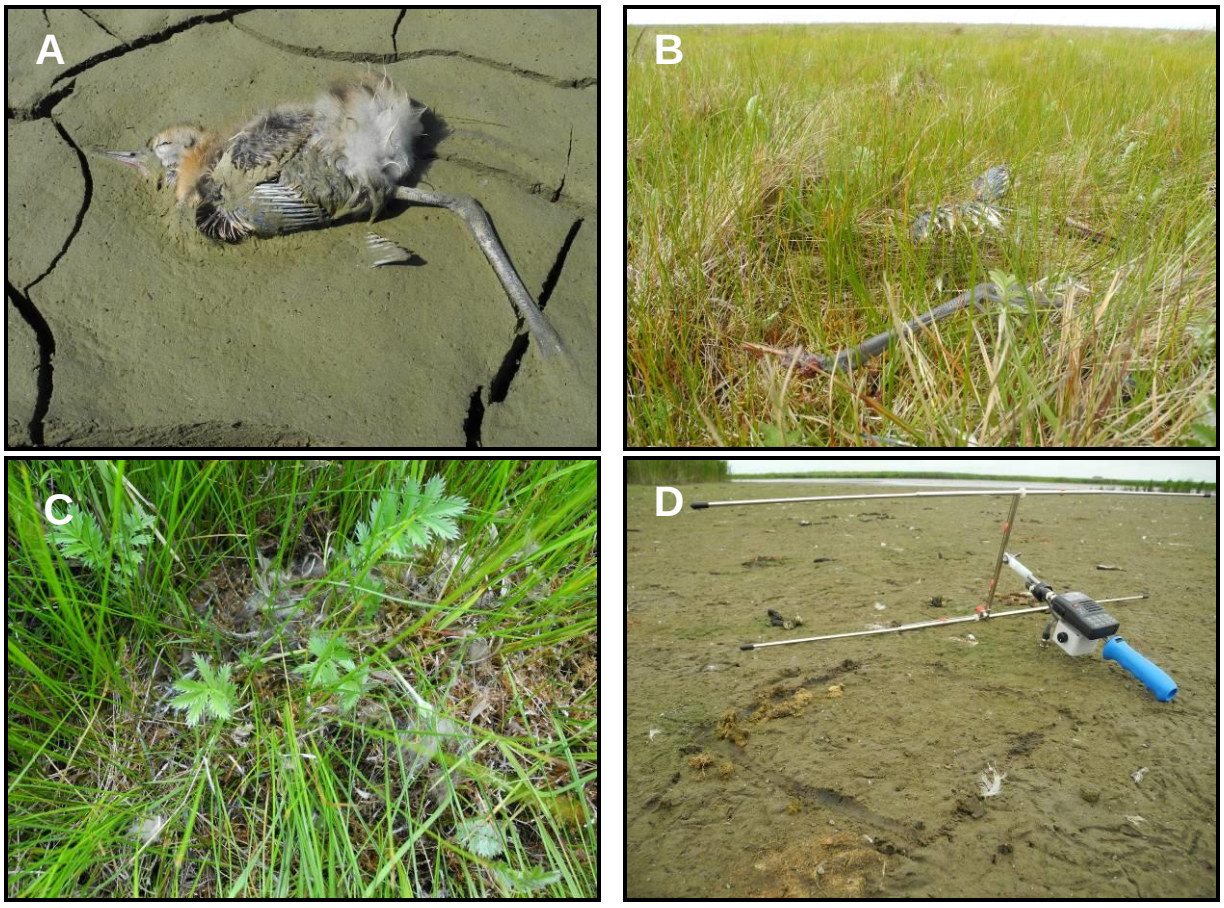


Abb. 19: Fundumstände von besenderten Küken oder Sendern. A: Totes Küken ohne sichtbare äußere Verletzungen im Gelände liegend. B: Kükenreste deuten auf einen Raubsäuger als Verlustursache hin. C: Feine gerupfte Federn deuten auf einen Greifvogel als Verlustursache hin. D: Sender ohne weiteren Spuren im Gelände gefunden; in diesem Fall im Bereich des Quadrats im Schlamm eingegraben und nicht sichtbar.

Von den zwölf Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Modell $\Phi_{(G)}$, welches von einer unterschiedlichen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen den Gebieten aber unabhängig von Tag und Kükenalter ausging, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 6). Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken $0{,}849 \pm 0{,}027$ im Speicherkoog Süd und $0{,}929 \pm 0{,}022$ im Beltringharder Koog, was mit Wahrscheinlichkeiten von 1% bzw. 14% flügge zu werden korrespondiert. Nur minimal geringer wurden jedoch die Modelle gestützt, die von einem stetigen zeitlichen Trend in den von täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten ausgingen, der entweder in beiden Gebieten gleich (Modell $\Phi_{(T)}$) oder unterschiedlich ausfiel (Modell $\Phi_{(G+T)}$). Zusätzlich wies auch das Modell $\Phi_{(G+Alter)}$ einen $\Delta AIC_C < 0{,}2$ auf (Tab. 6). Nach diesen Modellen nimmt die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken im Laufe der Saison und mit zunehmendem Alter zu. Werden für die einzelnen Faktoren „Gebiet“, „T“ und „Alter“ die AIC_C-Gewichte der Modelle addiert, in denen diese Faktoren berücksichtigt werden (Modelle mit einem AIC_C-Gewicht <0,01 nicht berücksichtigt), ergeben sich Wahrscheinlichkeiten von 0,55 für „Gebiet“, von 0,48 für „T“ und von 0,31 für „Alter“, im „besten“ Modell enthalten zu sein. Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken variiert demnach im Wesentlichen in Abhängigkeit des Gebietes, in dem sie aufwachsen und des Tags innerhalb der Saison (zunehmende tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit im Lauf der Saison). Dass das Kükenalter (zunehmende tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit mit zunehmendem Alter) einen Einfluss auf das Überleben hat, ist weniger wahrscheinlich.

Die Kükensterblichkeit wird als der kritische Faktor für das Populationswachstum bei Uferschnepfen angesehen (Kleijn et al. 2010). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten besenderter Küken waren in den LIFE-Limosa-Projektgebieten, auch im Vergleich zu vielen anderen Gebieten, 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 (siehe auch Salewski et al. 2014). Daher gehen wir davon aus, dass die niedrigen Überlebenswahrscheinlichkeiten nicht auf Verlust oder Ausfall der Sender, sondern auf Prädation der Küken zurückzuführen sind. Anders als bei den Gelegen traten bei den Küken auch Greifvögel in bedeutendem Maß als Prädatoren auf (siehe auch Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008), was bei der Planung von Managementmaßnahmen zu beachten ist. So ist 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).

Tab. 6: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von besenderten Uferschnepfenküken, Details in Tab. 3.

Modell	AIC_C	ΔAIC_C	AIC_CW	N Parameter
$\Phi_{(G)}$	174,2	0	0,28	2
$\Phi_{(T)}$	174,6	0,4	0,23	2
$\Phi_{(G+T)}$	176,0	1,8	0,12	3
$\Phi_{(G+Alter)}$	176,1	1,9	0,11	3
$\Phi_{(T+Alter)}$	176,6	2,4	0,08	3
$\Phi_{(Alter)}$	176,9	2,7	0,07	2
$\Phi_{(.)}$	177,2	3,0	0,06	1
$\Phi_{(G+T+Alter)}$	178,0	3,8	0,04	4
$\Phi_{(t)}$	236,3	62,1	<0,01	56
$\Phi_{(t+Alter)}$	236,8	62,6	<0,01	57
$\Phi_{(t+G+Alter)}$	239,0	64,8	<0,01	58
$\Phi_{(t+G)}$	239,2	65,0	<0,01	57

4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in einigen Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Ostermoor wurden sicher mindestens zwei Jungvögel flügge (Tab. 7). Ein weiteres Paar warnte sehr lange und obwohl keine flüggen Jungen beobachtet wurden, könnte seine Brut auch erfolgreich gewesen sein. Im Adenbüller Koog konnten, im Gegensatz zum Vorjahr, keine flüggen Jungen beobachtet werden, wobei aber wegen der Beweidung durch Bullen nicht alle Parzellen mit der gewünschten Intensität abgelaufen werden konnten. Im Speicherkoog Süd wurden acht flügge Junge aus sechs Familien beobachtet (Tab. 7). Der sich daraus ergebende Bruterfolg ist jedoch wahrscheinlich unterschätzt, da der Koog vom 20. Juni bis zum 10. Juli nicht betreten werden konnte. Vor dem 20. Juni hielten sich noch wenige Uferschnepfenfamilien im Koog auf, von denen noch Junge flügge geworden sein könnten. Nach dem 10. Juli wurden aber weder warnende Familien und noch flügge Junge im Koog beobachtet.

Tab. 7: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen in den intensiv untersuchten Projektgebieten, und Mindestbruterfolg (flügge Junge/Brutpaar]; vor allem im Speicherkoog Süd und möglicherweise im Adenbüller Koog wurden wahrscheinlich nicht alle Jungvögel erfasst) und der Bruterfolg geschätzt nach Schekkerman et al. (2008, siehe Methode).

Projektgebiet	beobachtete flügge Jungvögel*	Bruterfolg, beobachtet	Bruterfolg, geschätzt
Beltringharder Koog	18	0,19	0,23
Speicherkoog Süd	8	0,07	0,02
Ostermoor	2	0,20	-
Adenbüller Koog	0	0	-

* Mindestzahl.

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 18 flügge Junge beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,19 Jungen/Revierpaar entspricht (Tab. 7), einem Wert, der deutlich über dem Wert des Vorjahres aber unter den Werten von 2013 und 2014 lag (2013: 0,41; 2014: 0,38; 2015: 0,10). Wie in den Vorjahren auch handelt es sich dabei um eine Mindestzahl, da vor allem im unübersichtlichen „SO-Feuchtgrünland“ flügge Junge möglicherweise übersehen wurden.

Durch die Ermittlung des Schlupferfolgs und der Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken mittels Telemetrie kann der durchschnittliche Reproduktionserfolg [flügge Junge/Brutpaar] geschätzt werden. Dieser betrug 0,27 im Beltringharder Koog und 0,02 im Speicherkoog Süd, wenn für den Schlupferfolg die Daten aus dem „Altersmodell“ in die Schätzung eingingen. Wurden für den Schlupferfolg die niedrigeren Werte aus der Analyse mit einem größeren Datensatz, aber ohne Berücksichtigung des Gelegealters herangezogen, ergaben sich nur unwesentliche Änderungen bei der Schätzung des Bruterfolgs. Dieser betrug demnach für den Speicherkoog ebenfalls 0,02 und für den Beltringharder Koog 0,23. Zur Diskrepanz zwischen dem beobachteten und dem modellierten Schlupferfolg, die aber nicht so drastisch ausfiel, wie im Vorjahr, siehe Salewski et al. (2015).

Trotz des teilweise guten Schlupferfolgs reicht der Gesamtbruterfolg 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-Limosa-Projektgebiet 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, 5).

4.3.4 Kükenwachstum

Von den 26 im Speicherkoog Süd besenderten Küken konnte nur eines im Alter von zehn Tagen wieder gefangen werden. Seine Schnabel- (33,5 mm) und Fußlänge (111,5 mm) zeigten ein normales Wachstum an. Das gleiche galt für das Gewicht (110,2 g). Von den 13 im Beltringharder Koog besenderten Küken konnten vier zweimal und zwei dreimal vermessen werden. Unmittelbar nach dem Schlupf entsprachen Schnabel- und Fußlängen der Küken denen im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog im Vorjahr. Anschließend verlief die Wachstumskurve für beide Maße aber wesentlich steiler als im Beltringharder Koog 2015 und deckte sich weitgehend mit der des Speicherkoogs Süd im Vorjahr (Abb. 20).

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. Im Vorjahr wurde diskutiert, ob möglicherweise ein geringeres Nahrungsangebot im Beltringharder Koog im Vergleich zum Speicherkoog Süd zu dem beobachteten geringeren Wachstum geführt haben könnte (Salewski et al. 2015). Zumindest im Beltringharder Koog lag das Wachstum 2016 deutlich über dem von 2015, was darauf hinweisen könnte, dass ein nicht optimales Nahrungsangebot 2015 auf besondere Bedingungen in diesem Jahr zurückzuführen war. Leider liegen aus dem Speicherkoog Süd keine Daten vor, die einen Vergleich des Kükenwachstums zwischen den beiden Kögen auch 2016 erlauben würden.

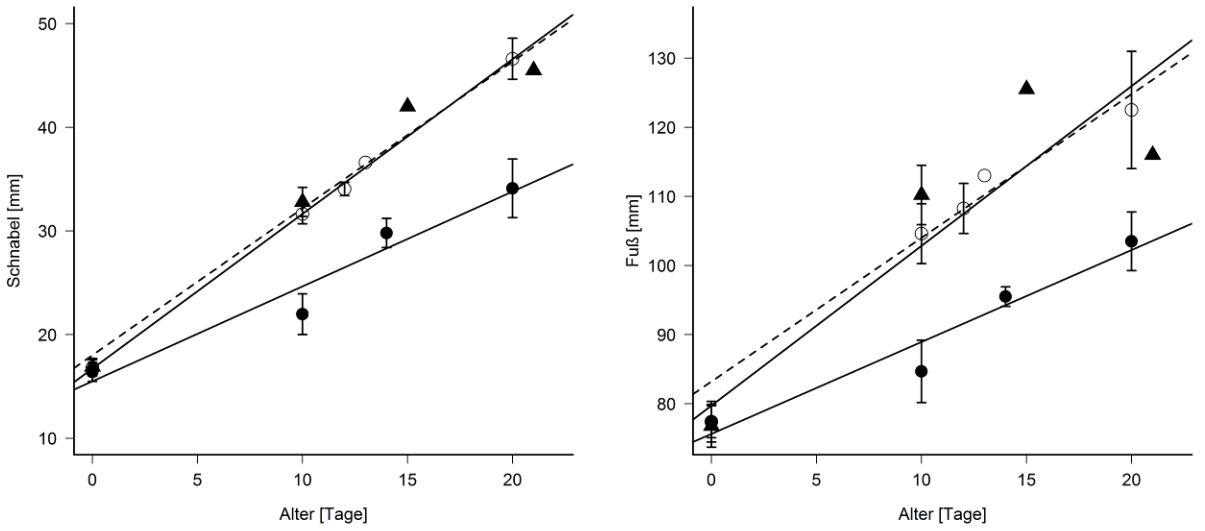


Abb. 20: Mittelwerte (Symbole) und Standardabweichungen (Fehlerbalken) der Schnabel- und Fußlängen von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog in Abhängigkeit des Alters. Kreise: Speicherkoog Süd 2015, Punkte: Beltringharder Koog 2015, Dreiecke: Beltringharder Koog 2016, durchgezogene Linien: Trendlinien 2015, unterbrochene Linie: Trendlinie 2016.

4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd wurden 2016 insgesamt 82 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 8). In den anderen Gebieten fanden keine Beringungen statt. Mit einer individuellen Farbringkombination wurden 39 Uferschnepfen markiert (36 Adulte, 3 Küken). Bei 45 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbberingung noch nicht weit genug entwickelt waren.

Tab. 8: Anzahl der 2016 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte	
	Metallring	Metall- und Farbringe	Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	12	3	1*	16
Speicherkoog Süd	33	-	-	19

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

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen intensiv farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 273 individuell gekennzeichneten Vögeln über 3800 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa Brutgebieten wurden auch 2016 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen und aus den Überwinterungsgebieten gemeldet. So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen aus Portugal (Februar), Spanien (Februar), Westfrankreich (Februar, März, April) und den Niederlanden (März) dokumentiert; vom Wegzug liegen Beobachtungen aus den Niederlanden (Juni), Westfrankreich (Juni) und Spanien (August) vor. Bei Beobachtungen in Spanien im Oktober und November könnte es sich um die von Überwinterern handeln, sicher ist dies für einen Vogel, der im November in Dakar, Senegal, fotografiert wurde (Abb. 21).

Abb. 21: Farbberingte Uferschnepfe in Dakar, Senegal, 20.11.2016. Der Vogel wurde im Mai 2014 im Speicherkoog Süd beringt, wo er auch 2015 und 2016 gebrütet hat. Foto: W. Mullié.

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 ± 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 [1/-ln(Φ)] 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, 53% ± 8%. Dies ist bemerkenswert, da ein großer Teil der Uferschnepfen den Sommer nach dem ersten Zug in den Überwinterungsgebieten verbringt (Beintema 1986) und liegt deutlich über den Werten in den Niederlanden (Kentie et al. 2016).

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

Modell	AIC_C	ΔAIC_C	AIC_CW	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	962,9	0	>0,999	4
$\Phi_{(a2*T)}p_{(a2*T)}$	1014,4	51,5	<0.001	8
$\Phi_{(a2*t)}p_{(a2*t)}$	1025,3	62,4	<0,001	32

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. Der geringe Bruterfolg ist im Wesentlichen auf die Prädation von Gelegen und Küken zurückzuführen. Dies deckt sich mit den Befunden anderer Untersuchungen und scheint eine relativ neue Entwicklung zu sein. Zumindest einige frühere Autoren sahen natürliche Verluste gegenüber landwirtschaftlich bedingten Ausfällen, die in den Projektgebieten keine Rolle spielen, als vernachlässigbar an (Witt 1986, Bairlein & Bergner 1995) und zumindest der Schlupferfolg, auch in einem Teil der LIFE-Limosa-Projektgebiete, lag vor einigen Jahren noch wesentlich über den heutigen Werten (Friedrich & Bruns 2001, Bruns 2004, Ramme et al. 2009, Helmecke & Hötker 2010, siehe aber Kentie et al. 2015). Da die Rückkehrwahrscheinlichkeit von adulten Uferschnepfen hoch ist, ist der geringe Bruterfolg auch für die Stagnation bzw. für den Rückgang der Bestände verantwortlich (siehe auch Gill et al. 2007, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2008, 2012, Kentie et al. 2015).

Bei den abnehmenden Beständen der Uferschnepfen handelt es sich um einen überregional auftretenden Trend. Neben abnehmender Habitatqualität wurden dafür auch in anderen Gebieten erhöhte Prädationsraten verantwortlich gemacht (Kentie et al. 2013). In den Niederlanden hat neben einer höheren Prädationsrate der Gelege vor allem die abnehmende Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken zum während der letzten Jahrzehnte zurückgehenden Gesamtbruterfolg beigetragen (Gill et al. 2007, Schekkerman et al. 2008, 2009, Roodbergen et al. 2012). In Deutschland betrifft die-

se Tendenz Wiesenvögel im Allgemeinen (Langgemach & Bellebaum 2005, Hötker et al. 2007). Diese Entwicklung ging einher mit einer Zunahme der Dichten von Beutegreifern und der Zunahme von Verlusten von Gelegen und Küken durch Prädation, was sich ebenfalls überregional seit den frühen 1990er Jahren bemerkbar macht (Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2012, Kentie et al. 2013). Für den bedeutenden Einfluss von Bodenprädatoren auf den Bruterfolg von Wiesenvögeln sprechen weiterhin die relativ hohen Schlupf- und Bruterfolge auf Inseln (Helmecke & Hötker 2008, 2010, Kaltofen et al. 2016). Eine Ausnahme davon bildete Norderney, wo allerdings die Beseitigung bzw. Reduktion der eingeschleppten Prädatoren Igel und Frettchen zu einem anschließenden starken Anstieg des Schlupferfolgs führte (Reichert & Fawzy 2013, Andretzke & Oltmanns 2016). Neben der Verbesserung der Habitatqualität ist daher auch eine Verringerung des Prädationsrisikos nötig, um einen höheren Bruterfolg und damit eine Zunahme der Bestände zu gewährleisten, wobei sich beide Ziele aber auch gegenseitig beeinflussen: In ungeeigneten Nesthabitaten steigt das Prädationsrisiko (Evans 2004). Aus den LIFE-Limosa-Projektgebieten fehlen leider konkrete Daten zu den Beständen bzw. den Bestandstrends von Bodenprädatoren, wenn man von den nur bedingt aussagekräftigen Jagdstatistiken absieht.

Mit Bezug auf die dargelegten Probleme sind die bisher im Rahmen des Projekts durchgeführten Managementmaßnahmen trotz des ausbleibenden Bruterfolgs zielführend. Brutbestände von Uferschnepfen sind positiv mit hohen Wasserständen und dem Fehlen von Störkulissen korreliert (Bruns et al. 2001, Düttmann et al. 2006, Hötker et al. 2012). Die Neuansiedlungen (Poppenbüll Ost) und Umsiedlungen innerhalb eines Gebietes in neu vernässte Bereiche oder in Flächen auf denen als Bruthabitat ungeeignetes Landschilf beseitigt wurde, die zuvor nicht oder wenig von Uferschnepfen genutzt worden waren (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Ostermoor, Speicherkoog Nord), bestätigen dies und zeigen, dass die durchgeführten Maßnahmen Habitate für Uferschnepfen attraktiver gestalten. Sie sollten daher fortgeführt und intensiviert werden, wie dies zurzeit im Beltringharder Koog (hydrologische Optimierungsmaßnahmen wie Grabenaufweitungen und Anlage von Kleingewässern) und im Rickelsbüller Koog (Anlage eines neuen Polders, Beseitigung von Landschilf) geschieht.

Der Schlupferfolg war im Speicherkoog Süd und zumindest in Teilen des Beltringharder Koogs hoch. Dies war in den Vorjahren nicht der Fall gewesen und zeigt, dass es möglich ist, Voraussetzungen für einen guten Schlupferfolg zu schaffen. Ein hoher Schlupferfolg stellte sich in den Projektgebieten dort ein, wo Bodenprädatoren ausgeschlossen oder vor der Brutzeit intensiv bejagt worden waren. Die entsprechenden Maßnahmen sollen daher weitergeführt und intensiviert werden. Der gute Schlupferfolg konnte aber zumindest im Speicherkoog Süd nicht in einen guten Bruterfolg umgesetzt werden (siehe auch Belting & Belting 1999), was darauf hindeutet, dass der geringe Bruterfolg auf hohe Verluste bei den Küken zurückzuführen ist. Küken fallen zwar, im Gegensatz zu Gelegen, regelmäßig auch Greifvögeln zum Opfer aber die

gleichen Maßnahmen, die für die Gelege vorteilhaft sind, sollten auch bei den Küken zielführend sein. 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 hatte (Bolton et al. 2007). Außerdem erhöht einer Metaanalyse zufolge die Reduktion von Prädatoren zwar die Individuenzahlen innerhalb von Beutepopulationen nach der Brutzeit aber nicht in gleichem Maß die Populationen zur nächsten Brutzeit (Côté & Sutherland 1996). Trotz der hohen Prädationsraten sollten vor diesem Hintergrund andere Managementaspekte nicht vernachlässigt werden. Eine Kombination von verschiedenen Maßnahmen zur Senkung des Prädationsrisikos und zur Habitataufwertung wurde im Berichtsjahr in Form eines stromführenden Geflügelzauns um einen neu angelegten Polder im Ostermoor sowie im Beltringharder Koog durch Habitat optimierende und Prädatoren ausschließende Managementmaßnahmen bereits verwirklicht und weist in die Zukunft.

6 Literatur

Andretzke, H. & Oltmanns, B. 2016. Was hilft Brutvögeln wirklich? Darstellung und Bewertung von Schutzmaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer am Beispiel Norderney. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 44: 195-215.

Bairlein, F. & Bergner, G. 1995. Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. Vogelwelt 116: 53-59.

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. & 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.

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 (Nord-

friesland) 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.

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.

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.

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.

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.

Hötker, H., Jeromin, H. & Melter, J. 2007. Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen 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.

Hötker, H. & Teunissen, W. 2006. Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 93-98.

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.

Kaltofen, C., Gnep, B. & Heckroth, M. 2016. Prädatoren von Gelegen und Küken bei Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* auf der Ostfriesischen Insel Wangerooge, Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 44: 279-291.

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.

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.

Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. Wilson Bull. 87: 456-466.

Reichert, G. & Fawzy, T. 2013. Igelkontrolle zum Schutz der Brutvögel auf Borkum. Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“ und BEF Deutschland e.V. http://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/Downloads/2013_Igelkontrolle_borkum.pdf

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. & Granke, O. 2016. Uferschnepfen und Kampfläufer im Dithmarscher Speicherkoog Süd 2016. Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

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.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf.

Salewski, V., Evers, A. & 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/lifelimosa/life_limosa_report_2015.pdf.

Salewski, V. & Granke, O. 2016. Uferschnepfen und Kampfläufer im Dithmarscher Speicherkoog Süd 2016. Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Salewski, V., Schmidt, L., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Hötker, H. 2016. Bruterfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa* in Schleswig-Holstein. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 44: 245-258.

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. 2010. Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

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. & 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. 2016. 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.

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

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.