



# LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2018:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

**Bericht 2018:**

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

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers, Brigitte Kliner-Hötcker & Luis Schmidt

Kontakt:


Michael-Otto Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

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

: [Volker.Salewski@NABU.de](mailto:Volker.Salewski@NABU.de)

: 04885 - 570

## Inhaltsverzeichnis

.....	1
<b>1 Zusammenfassung .....</b>	<b>1</b>
Abstract .....	2
<b>2 Einleitung .....</b>	<b>3</b>
<b>3 Untersuchungsgebiete und Methoden .....</b>	<b>4</b>
3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen .....	4
3.2 Bestandsmonitoring .....	5
3.3 Reproduktionsmonitoring .....	5
3.3.1 Feldarbeit .....	5
3.3.2 Statistik.....	6
<b>4 Ergebnisse .....</b>	<b>8</b>
<b>4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....</b>	<b>8</b>
4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK) .....	11
4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK).....	11
4.1.3 Ockholmer Vordeichung (03-OcV).....	13
4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK) .....	13
4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN) .....	15
4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	17
4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) .....	20
4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS).....	21
4.1.9 Eiderstedt (09-Eid).....	21
4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ).....	24
<b>4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980.....</b>	<b>25</b>
<b>4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....</b>	<b>27</b>
4.3.1 Gelegemonitoring .....	27
4.3.2 Kükentelemetry.....	37



4.3.3 Bruterfolg .....	40
4.3.4 Kükenwachstum .....	42
4.3.5 Beringung .....	43
<b>5 Diskussion.....</b>	<b>46</b>
5.1 Habitatstruktur und Bewirtschaftung.....	46
5.2 Prädationsrisiko .....	49
<b>6 Fazit .....</b>	<b>51</b>
<b>7 Literatur .....</b>	<b>52</b>



## 1 Zusammenfassung

Im Jahr 2018 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 331 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich im Beltringharder Koog (111), in den Speicherkögen Süd (89) und Nord (35), sowie im Eiderästuar (36). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung, Hauke-Haien-Koog Eiderstedt/Poppenbüll West und Alte-Sorge-Schleife brüteten 2018 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderästuar/Eiderdammflächen (2,3), Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,1) und Beltringharder Koog (1,8). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare nur im Beltringharder Koog langfristig deutlich zunimmt, in den anderen aber zumeist einen negativen Trend aufweist.

In drei Projektgebieten wurden 2018 insgesamt 125 Uferschnepfengelege gefunden. Im Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog, betrug die durchschnittliche Schlupfwahrscheinlichkeit über die gesamte Saison nach *nest survival*-Modellen (Programm MARK) 11%, 17% und 58%. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 105 Gelegen konnten Fuchs (17), Iltis (12), Marderhund (5) und einmal ein Steinmarder als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd wurden drei von 30 mit Telemetriesendern versehene Küken flügge, im Adenbüller Koog war es keines von zehn. Im Speicherkoog Süd verschwand der Sender in neun Fällen spurlos. Prädatoren waren entweder nicht näher bestimmbare Bodenprädatoren (4) und Greifvögel (3) oder sie blieben unbekannt (8). In einem Fall war der Prädator sicher ein Mäusebussard und in zwei Fällen sicher ein Hermelin. Nach *nest-survival* Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden 3%. Im Adenbüller Koog verschwanden vier Sender spurlos. Prädatoren waren nicht näher bestimmbare Greifvögel (2) oder sie blieben unbekannt (2). In zwei Fällen war der Prädator sicher ein Mäusebussard. Nach *nest-survival* Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden 1%.

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringharder Koog 0,72, im Speicherkoog Süd 0,22, im Ostermoor 0,17 und im Adenbüller Koog 0,00 flügge Küken/Revierpaar. Der zum Populationserhalt angenommene Wert von 0,46 flügge Küken/Revierpaar wurde damit nur im Beltringharder Koog erreicht.

Farbberingung und intensives Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurde fortgesetzt. Die Auswertung von seit 2008 vorliegenden Daten mit einem Cormack-



Jolly-Seber-Modell ergab eine jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 88%.

Während der ersten sechs Jahre des Projekts wurden intensiv Uferschnepfenhabitate optimiert, ohne dass es dadurch insgesamt zu einem Anstieg der Bestände und in drei der vier Intensivgebiete auch nicht zu einem Anstieg des Bruterfolgs gekommen ist. Es wird empfohlen, während der Restlaufzeit des Projekts verstärkt Maßnahmen zum Prädationsmanagement (Zäune um Gebiete mit relativ hoher Konzentration von Uferschnepfengelegen) und zur Optimierung der Vegetationsstruktur (Einrichtung von Mähwiesen; Schaffung von Vegetationsinseln mit einer Vegetationshöhe >20 cm zum Zeitpunkt des Schlupfs) durchzuführen.

## Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa” continued in 2017. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) is the project partner.

In ten project areas, 331 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Beltringharder Koog (111), Speicherkoog Süd (89), Eiderästuar (36) and Speicherkoog Nord (35). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderästuar/ Eiderdammflächen (2.3 breeding territories/10ha), Eiderstedt/Adenbüller Koog (2.1), and in Beltringharder Koog (1.8). 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 Beltringharder Koog, but mostly decreasing trends in others.

In three areas subject to monitoring, a total of 125 clutches was found. Overall, hatching probabilities were 58% in Beltringharder Koog, 17% in Speicherkoog Süd 11% in Adenbüller Koog, and. Losses were mainly due to predation. Cameras at 105 clutches identified Red Fox (17), Polecat (12), Raccoon Dog (5), and Beech Marten (1) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.72, 0.22 and 0.00 in Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, and Adenbüller Koog respectively. With the exception of Beltringharder Koog this is below the value of 0.46 that is assumed to be necessary to maintain a viable population in Schleswig-Holstein. In Speicherkoog Süd, three of the 30 chicks equipped with a radio tag fledged, but none out of ten in Adenbüller Koog. Ground predators and raptors were identified as predators.

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



## 2 Einleitung

Im Jahr 2018 fand die sechste 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<sup>1</sup>; Salewski et al. 2013a). Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Weiterhin erfolgte 2018 in drei ausgewählten Intensivgebieten wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. In dem ebenfalls dafür vorgesehenen Projektgebiet Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) war ein Bruterfolgsmonitoring wegen der geringen Zahl an Brutpaaren nur sehr eingeschränkt möglich. Das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) ist nicht Gegenstand dieses Berichts.

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

Farbringablesungen wurden 2018 außer von den Autoren von A. Alcocer Cordellat, S. Allein, J. Altenburg, R. Beekvelt, H. Belting, S. Boersma, I. Borwell, F. Bos, E. Brandenburg, W. Brandhorst, M. Chardí, G. Chaguaceda, D. Cimiotti, J. Clausen, K. Dallmann, K. de Jager, R. Diertens, B. Dies, N. Dies, A. Duijnhouwer, O. Ekelöf, R. Faber, C. Fokker, W.-J. Fontijn, G. Gerritsen, O. Granke, R. Hellwig, P. Hering, J. Hooijmeijer, H. Hötker, M. Huizinga, K. Jeromin, L. Jomat, A. Kant, O. Kapoun, J. Kramer, H. Kruckenberg, Y. Maggiotto, P. Marin Prado, C. Marlow, M. Martí, J. Melter, N. Meyer, H. Moerman, D. Mounier, H.H. Müller, S. Murarasu, U. Naeve, I. Ndiaye, J. Polak, M. Povel, F. Robin, J. Rosa, H. Taudien, W. Tijssen, P. Trotignon, H. Valkema, T. van der Knaap, E. van der Velde, G. van Duin, R. van Vugt, J. Weinbecker und J. Wierda gemeldet.

---

<sup>1</sup> 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](http://www.life-limosa.de)). Neben umfangreichem Mulchen im Adenbüller Koog (09-Eid, siehe unten) fanden für das Brutgeschehen 2018 relevante Maßnahmen 2017/18 im Rickelsbüller Koog (01-RIK), im Ostermoor (07-UTO) und im Speicherkoog Nord (05-SPN) statt.

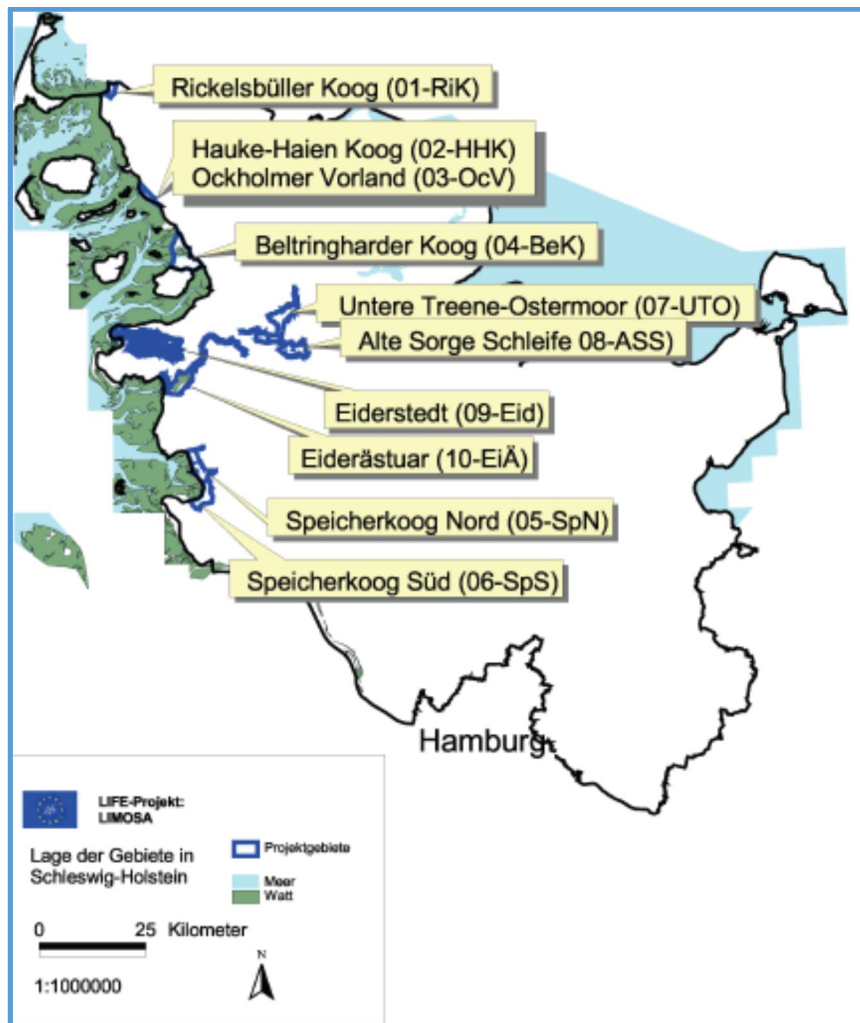


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limosa Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).



### 3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassungen der Bestände in den zehn Projektgebieten wurden durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog) durchgeführt. Sie erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al. 1995, Südbeck et al. 2005). Die Kartierungsdurchgänge fanden Ende April und Mitte Mai statt. Gegen Ende der Führungsphase der Jungvögel im Juni wurde eine zusätzliche Kartierung intensiv warnender Familien durchgeführt. Während einiger Termine im Juni und Juli wurde zusätzlich in der Nähe warnender Altvögel durch eine möglichst kurze Begehung nach flüggen Jungvögeln gesucht. Eine Ausnahme davon war der Beltringharder Koog, weil hier die Uferschnepfenfamilien wegen der in weiten Bereichen sehr kurzen Vegetation im Juni deutlich besser beobachtet werden konnten.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr (2017) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate  $\lambda$ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2017} = N_{2018} / N_{2013 \text{ oder } 2017}$$

N: Anzahl der Revierpaare.

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

### 3.3 Reproduktionsmonitoring

#### 3.3.1 Feldarbeit

In vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Untere Treene-Ostermoor, 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Anfang April und Mitte Juni intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. Ein gefundenes Nest wurde markiert, die Koordinaten und die Zahl der Eier erfasst sowie der Schlupfzeitpunkt nach van Paassen et al. (1984) geschätzt. Anschließend erfolgte etwa alle zwei bis fünf Tage eine Kontrolle der Nester, um Prädation oder Schlupf zu ermitteln. Die Kontrollen fanden vom Auto aus statt oder durch Nestbesuche, wenn kein brütender Altvogel aus größerer Distanz beobachtet werden konnte (Details in Salewski et al. 2013a). Hierbei wurde das Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter (Green et al. 1987) als Prädation interpretiert. Um die Ursachen von Gelegeverlusten zu ermitteln, kamen an 105 Gelegen automatische Kameras (Moultrie Game Spy M-990i und M-999i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2,5 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Auf beweideten Flächen wurde auf den Einsatz von Kameras verzichtet, da diese Weidetiere anlocken und damit das Verlustrisiko durch Viehtritt stark erhöhen.

Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd 30 und im Adenbüller Koog zehn Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Sendern (pip 3, Biotrack) ausgestattet



und dabei vermessen und gewogen. Ein medizinischer Kleber (Perma-Type Surgical Cement, The Perma-Type Company Inc., USA) diente dazu, die Sender nach dem Entfernen einiger Dunenfedern auf dem Rücken der Küken zu befestigen. Zur farblichen Abstimmung wurden die abgeschnittenen Federn anschließend wieder auf den Sender geklebt und dieser noch mit etwas Feinsand bestreut. Alle zwei bis vier Tage erfolgte die Suche nach den besenderten Küken mit Hilfe eines Handempfängers (YAESU VR-500), um ihren Aufenthaltsort, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. In unregelmäßigen Abständen fanden Kontrollen der bekannten Fuchsbaue und Greifvogelhorste in den Kögen statt, um dort nach Sendern zu suchen. Im Alter von etwa zehn bis zwölf Tagen und ein zweites Mal im Alter von etwa 20 Tagen wurden die bis dahin überlebenden Küken wieder gefangen, um die Sender erneut zu verkleben und um die Küken mit Farbringen zu versehen.

### 3.3.2 Statistik

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

Das Vollgelege der Uferschnepfe besteht zumeist aus vier Eiern, die im Abstand von etwa einem Tag gelegt werden (Kirchner 1969). Bei der Annahme einer Bebrütungszeit von 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Beintema & Visser 1989) würden vom Legen des ersten Eis bis zum Schlupf 26 Tage vergehen (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 Telemetry gewonnenen Daten eignen sich ebenfalls *nest survival*-Modelle. Die zwölf Modelle, die der Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der im Speicherkoog Süd besenderten Küken dienten, berücksichtigen für jeden Tag unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten [ $\Phi_{(t)}$ ], einen stetigen Trend [ $\Phi_{(T)}$ ] oder altersbedingte Unterschiede in der Überlebenswahrscheinlichkeit [ $\Phi_{(Alter)}$ ]. Zusätzlich wurde je ein Modell, das zeitliche Unterschiede zusammen



mit dem Kükenalter berücksichtigte [ $\Phi_{(t+\text{Alter})}$ ], das einen stetigen Trend und einen Einfluss des Kükenalters annahm [ $\Phi_{(T+\text{Alter})}$ ] und das keinen dieser Faktoren berücksichtigte [ $\Phi_{(.)}$ ], herangezogen. Bei jedem dieser Modelle wurde zusätzlich einmal ein Unterschied zwischen den Überlebenswahrscheinlichkeiten im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd angenommen (G) und einmal von gleichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in beiden Gebieten ausgegangen. Ferner wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Küken bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit  $x$  bis zum Flüggeworden überlebt, beträgt somit  $x^{27}$ .

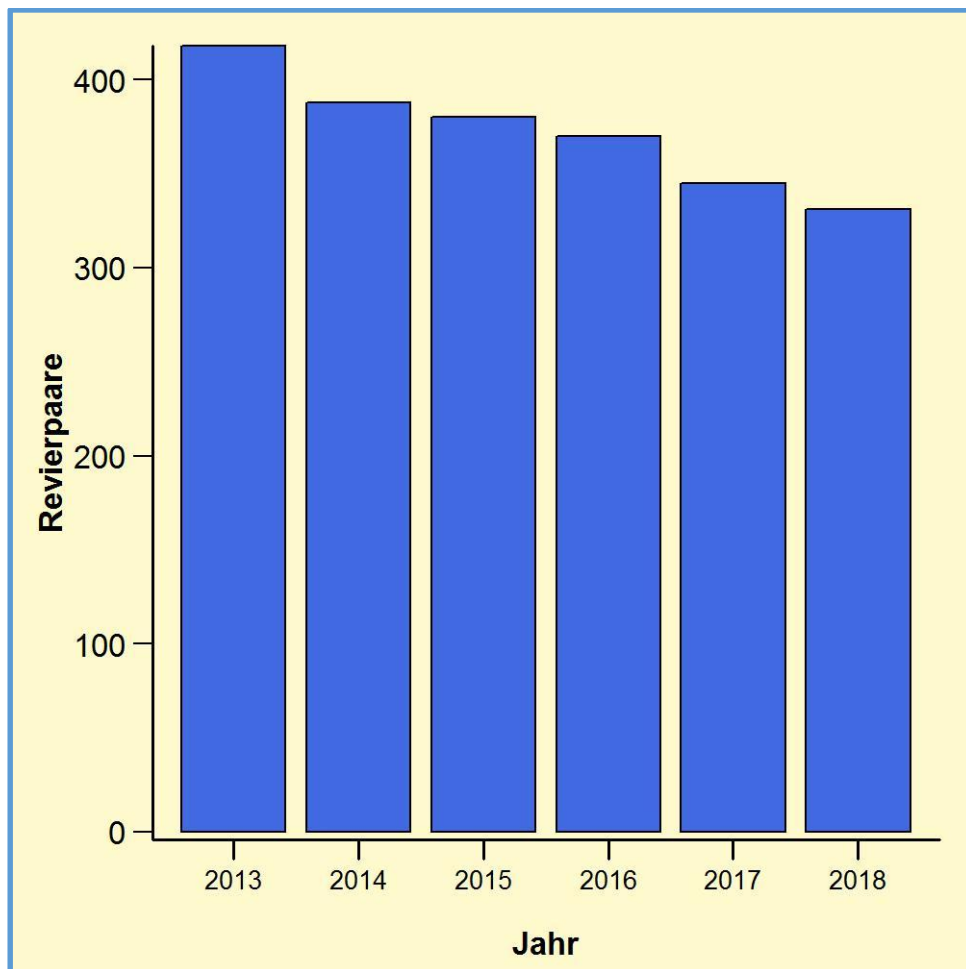
Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung des Reproduktionserfolgs auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberingung von adulten Uferschnepfen und Küken 2018 fortgesetzt (zur Methode siehe Salewski et al. 2013a). Die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit, d. h. das Produkt der Wahrscheinlichkeit, von einem Jahr auf das nächste zu überleben, und der Wahrscheinlichkeit, bei einem Überleben auch in das Untersuchungsgebiet zurückzukehren, kann mit einem Cormack-Jolly-Seber-Modell im Programm MARK geschätzt werden (Schaub & Salewski 2006). 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).

Akaiikes Informationskriterium für kleine Stichproben ( $AIC_C$ ) diene bei allen Auswertungen dazu, die Modelle zu vergleichen. Jedes Modell bekommt dabei einen Wert zugewiesen (zur Berechnung siehe Burnham & Anderson 2002). Das Modell mit dem kleinsten  $AIC_C$ -Wert ist das Modell, das durch die Daten am besten gestützt wird. Ist die Differenz zwischen dem „besten“ Modell und einem anderen Modell ( $\Delta AIC_C$ )  $> 2$ , 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

### 4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2018 insgesamt 331 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Beltringharder Koog, im A-denbüller Koog und in der Nähe der Fläche Poppenbüll Ost zusammen zehn weitere Reviere hinzu, die sich zwar nicht in den Maßnahmenflächen, aber in deren unmittelbarer Nähe befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies einen Rückgang um 14 Revierpaare (Abb. 2) bzw. um 4% auf den Maßnahmenflächen (341 Revierpaare, 3%, bei Mitberücksichtigung der zehn Paare in der Nähe der Maßnahmenflächen). Bezogen auf das erste Projektjahr (2013) bedeutet dies einen Rückgang um 87 Revierpaare bzw. um 21% auf den Maßnahmenflächen. Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten etwa 39% der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, deren Gesamtbestand 2018 auf 850 Paare geschätzt wurde (TRIM-Analyse; H. Hötker, unveröffentl. Daten).



**Abb. 2:** Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa Maßnahmenflächen. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 12.



Wie in den Vorjahren wiesen der Beltringharder Koog (111 innerhalb der Maßnahmenflächen) die beiden Dithmarscher Speicherköge (Süd: 89, Nord: 35), das Eiderästuar/Katinger Watt (36) und der Rickelsbüller Koog (32) die meisten Revierpaare auf. Keine Reviere besetzt waren in der Ockholmer Vordeichung, in Poppenbüll West, im Hauke-Haien-Koog, im Dithmarscher Eidervorland und, erstmals seit einigen Jahren, im NSG Alte-Sorge-Schleife. Wenn Gebiete mit nur einer geringen Anzahl von Brutpaaren nicht berücksichtigt werden, kam es bezogen auf das Vorjahr nur im Beltringharder Koog und im Rickelsbüller Koog zu Zunahmen des Uferschnepfenbrutbestands (Tab. 1). Im Adenbüller Koog, im Speicherkoog Nord, im Ostermoor und im Eiderästuar/Katinger Watt blieben die Bestände annähernd konstant bzw. nahmen nur leicht ab, während sie im Speicherkoog Süd stark einbrachen. Bezogen auf 2013 haben nur im Beltringharder Koog und, zahlenmäßig vernachlässigbar, in Poppenbüll Ost die Brutbestände zugenommen.

Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (2,1 Paare/10 ha), im Beltringharder Koog (1,8 Paare/10 ha), im Rickelsbüller Koog (0,9 Paare/10 ha) sowie im Speicherkoog Süd (0,9 Paare/10 ha). Werden im Katinger Watt nur die Eiderdammflächen (Salewski et al. 2013a) und im Speicherkoog Süd nur die unbeweideten Grünlandflächen nördlich des Barlter Stroms berücksichtigt, ergeben sich Dichten von 2,3 und 1,4 Paaren/10 ha. Die hohen Dichten im relativ kleinen Adenbüller Koog, im Beltringharder Koog und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen, dass sich bei geeignetem Management die absoluten Zahlen in den größeren Projektgebieten wie den Speicherkögen Nord und Süd noch steigern lassen könnten. Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt.

**Tab. 1:** Anzahl der Uferschnepfen-Revierpaare 2013, 2017 und 2018 und warnender Paare im Juni 2018 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate  $\lambda$  beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison ( $\lambda$  2013) bzw. auf das Vorjahr ( $\lambda$  2017); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2017	Revierpaare 2018	Dichte 2018 [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare 2018	$\lambda$ 2013	$\lambda$ 2017
Rickelsbüller Koog	41	27	<b>32</b>	0,9	11	<b>0,78</b>	1,19
Hauke-Haien-Koog	10	0	<b>0</b>	0	0	-	-
Ockholmer Vordeichung	0	0	<b>0</b>	0	0	-	-
Beltringharder Koog	81	102	<b>111<sup>a</sup>(113)</b>	1,8	-	1,40	1,11
Speicherkoog Nord	90	35	<b>35</b>	0,4	26	<b>0,39</b>	1,00
Speicherkoog Süd	97	113	<b>89</b>	0,7	25	<b>0,92</b>	<b>0,79</b>
Ostermoor	15 <sup>a</sup> (23)	4 <sup>a</sup> (7)	<b>6</b>	0,3	1	<b>0,40 (0,26)</b>	1,50 ( <b>0,86</b> )
Alte-Sorge-Schleife	0	1	<b>0</b>	0	0	-	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 <sup>a</sup> (27)	21 <sup>a</sup> (23)	<b>19<sup>a</sup> (25)</b>	2,1 <sup>a</sup>	4	<b>0,76 (0,93)</b>	<b>0,90</b> (1,09)
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup> (3)	<b>2<sup>a</sup> (4)</b>	0,3	0	2,00	2,00 (1,33)
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	1	<b>0</b>	0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt	54	36	<b>36</b>	0,8 <sup>b</sup>	13 <sup>c</sup>	<b>0,67</b>	1,00
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	1	<b>1</b>	<0,1	-	<b>0,50</b>	1,00
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	1	<b>0</b>	0	0	-	-
<b>Summe</b>	<b>418<sup>a</sup>(428)</b>	<b>345<sup>a</sup>(350)</b>	<b>331<sup>a</sup>(341)</b>			<b>0,79 (0,82)</b>	<b>0,96 (0,99)</b>

<sup>a</sup> innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 7, 8, 9).

<sup>b</sup> siehe Text wegen unterschiedlicher Dichten in Teilflächen.

<sup>c</sup> nur Eiderdammflächen.



#### 4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Mit 32 Uferschnepfenrevieren kam es im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (27 Reviere) zu einer deutlichen Zunahme des Bestands. Allerdings liegt diese Zahl deutlich unter dem Bestand bei Projektbeginn 2013 (41 Reviere). Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich, wie in den Vorjahren, im zentralen Bereich und im Osten des Koogs (Abb. 3). Weitgehend unbesiedelt waren weite Bereiche im Nordwesten. Auf den Süden des Koogs trifft dies allerdings nicht mehr zu. Hier wurde 2016 ein 51 ha großer Polder angelegt, um in höher gelegenen Bereichen für Wiesenvögel geeignete Wasserstände zu gewährleisten. Der Polder weist im Winter hohe Wasserstände auf, die zur Brutsaison auf das nötige Maß abgesenkt werden. Er war von Beginn an ein Anziehungspunkt für viele rastende Wasservögel im Winter und im zeitigen Frühjahr sowie Brutplatz für Arten wie Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Sandregenpfeifer *C. hiaticula* und Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*. Bemerkenswert war auch der Aufenthalt von sechs Kampfläuferweibchen im Polder zur Brutzeit (J. Hansen, pers. Mitt.) und Hinweise auf drei Bruten des Alpenstrandläufers (J. Hansen, pers. Mitt., Thorup 2018a). Nachdem seit Projektbeginn keine Uferschnepfen im Bereich des neuen Polders gebrütet hatten, etablierten 2018 vier Paare hier ein Revier (Abb. 3). Bei einem Anstieg um fünf Paare im gesamten Koog im Vergleich zu 2017 weist dies darauf hin, dass der Polder die Attraktivität des Koogs für Uferschnepfen deutlich erhöht hat.

Ende Mai warnten sechs und Anfang Juni acht Uferschnepfenpaare intensiv im Koog. Wenn Überschneidungen berücksichtigt werden, waren es insgesamt elf warnende Uferschnepfenfamilien. Anfang Juli konnten drei Paare mit jeweils einem Jungvogel beobachtet werden (J. Hansen, pers. Mitt.).

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

Im Hauke-Haien-Koog, brüteten nach 2017 auch im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Zu Projektbeginn 2013 waren es noch zehn Paare gewesen. Weite Bereiche des Koogs sind mit kommerziell genutztem Schilf bestanden, wodurch diese als Brut- und Nahrungshabitat für Wiesenvögel entfallen. Für Uferschnepfen und andere Wiesenvögel als Bruthabitat geeignetes Grünland, das zudem zum Teil intensiv mit Schafen beweidet wird, nimmt daher, im Vergleich zur Gesamtgröße des Koogs, nur eine relativ geringe Fläche ein. Um den Hauke-Haien-Koog zu einem potentiell bedeutendem Brutgebiet für Wiesenvögel zu gestalten, müsste das Management, was Schilfnutzung und Beweidung betrifft, deutlich geändert werden.







#### 4.1.3 Ockholmer Vordeichung (03-OcV)

Im Gebiet Ockholmer Vordeichung brüteten 2018, wie auch in den vorangegangenen Projektjahren, keine Uferschnepfen. Steile Ufer von Gräben und Kleientnahmen bedingen, dass das dazwischen liegende Grünland sehr trocken ist. Das Gebiet ist zudem durch dichten Bewuchs mit Brennesseln *Urtica dioica* und Disteln *Cirsium sp.* sowie der intensiven Beweidung durch Schafe für Uferschnepfen ungeeignet. Eine Aufwertung des Gebiets, um es für Wiesenvögel attraktiver zu gestalten, würde nur unter großem Aufwand möglich sein. Die dem Projekt zur Verfügung stehenden Ressourcen sollten daher besser für Maßnahmen zur Erhöhung des Bruterfolgs in Gebieten investiert werden, in denen Uferschnepfen vorkommen.

#### 4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 111 Revierpaaren innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 4) erstmals den höchsten Bestand und mit 1,8 Revieren/10 ha Grünland nach dem Adenbüller Koog die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf. Im Vergleich zum Vorjahr (102 Revierpaare) kam es zu einer deutlichen Zunahme ( $\lambda_{2017} = 1,11$ ), die Revierpaarzahlen lagen somit auch über denen von 2013 ( $\lambda_{2013} = 1,40$ ). Zwei weitere Reviere fanden sich südlich des Arlauspeicherbeckens innerhalb des Koogs, aber außerhalb der Projekt-Maßnahmenflächen (Abb. 4).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt und Zu- sowie Abnahmen fanden sich in verschiedenen Teilgebieten des Koogs. Zu einer deutlichen Zunahme kam es im Teilgebiet „Salzwasserlagune“: von 26 Revierpaaren (28% des Gesamtbestands) 2016 und 31 (31%) Revierpaare 2017 auf 43 (39%) im Berichtsjahr. Hier wurden vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms verstärkt besiedelt. Diese Flächen waren durch die Vorbereitung für die Aufnahme in die Beweidung, die Beweidung selbst und dem damit verbundenen Zurückdrängen von Röhricht (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/2016) für Uferschnepfen attraktiver geworden. Möglicherweise kam es dadurch zum einen zu Umsiedlungen innerhalb des Koogs. Zum anderen könnte aber auch die Zunahme des Gesamtbestands zum größten Teil auf Neuansiedlungen in diesem Bereich zurückzuführen sein. Etwas weniger deutliche Zunahmen konnten auch das „NO Feuchtgrünland“ und das Teilgebiet „Lüttmoorsee“ verzeichnen, wo in den letzten Jahren ebenfalls umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden hatten.

Zu leichten Abnahmen kam es hingegen im „SO-Feuchtgrünland“ und im „N Arlauspeicherbecken“. Möglicherweise ist es zu Umsiedlungen von Bereichen, in denen relativ wenige Maßnahmen stattgefunden haben, in stärker im Hinblick auf die Ansprüche von Wiesenvögeln optimierte Gebiete gekommen. Auffällig ist aber auch, dass gerade in den Gebieten mit einer deutlichen Zunahme an Revierpaaren auch der Schlupferfolg der Gelege sehr hoch war, während im „N Arlauspeicherbecken“ relativ viele Gelege durch Prädation verloren gingen (Kapitel 4.3.1). Möglicherweise haben

die Schnepfen schon in der Revierbildungsphase abschätzen können, in welchen Bereichen die Prädatorendichte hoch war, und ihre späteren Neststandort entsprechend gewählt (siehe z.B. Ebbing & Spaans 2002).

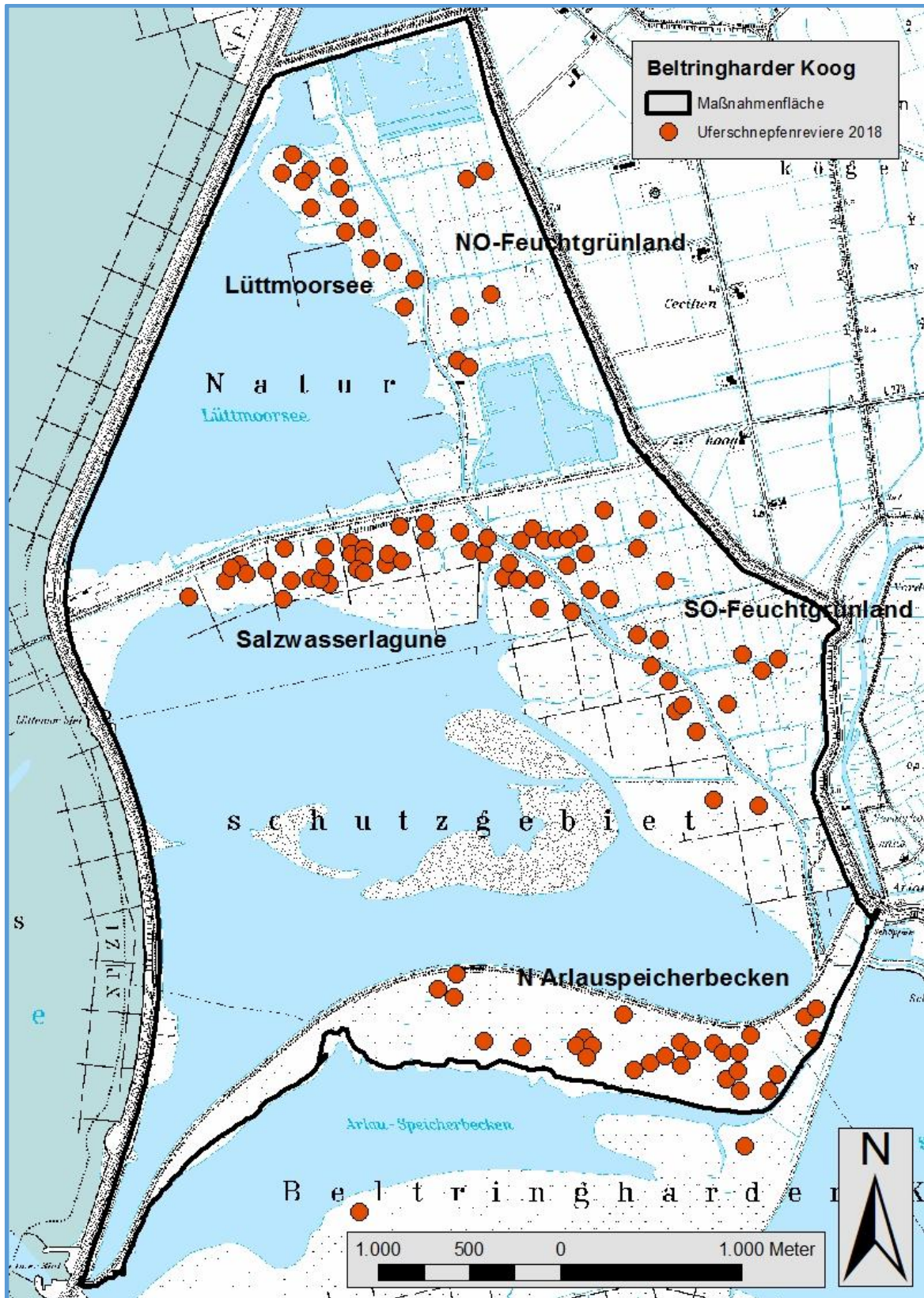


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2018.



#### 4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten 2018 35 Uferschnepfenreviere festgestellt werden, was dem Wert des Vorjahres entsprach. Damit könnte der rapide Rückgang seit 2013 beendet sein und sich der Bestand auf niedrigem Niveau stabilisiert haben. Er hatte seit Projektbeginn um annähernd 2/3 abgenommen ( $\lambda_{2013} = 0,39$ ; Tab. 1).

Die meisten Reviere fanden sich wieder im Nordosten und im Südosten des Koogs, u.a. auch in Bereichen in denen durch Zäune das Weidevieh ausgeschlossen war (Abb. 5). Die zentralen Bereiche waren jedoch, im Gegensatz zu 2013 – 2015 (Salewski et al. 2013a, 2014, 2015), weitgehend frei von Uferschnepfen, und besonders auffällig war dies im zentralen südlichen Bereich. Nördlich des Transportdamms könnten zusätzlich zu den dort angegebenen fünf Revierpaaren (Abb. 5) ein bis zwei Paare nicht erfasst worden sein. Vier Vögel wurden bei den Kartierungen nur als Nahrung suchend gewertet. Bei der Erfassung warnender Altvögel am 8. Juni wurden hier jedoch sieben Familien festgestellt. Diese könnten allerdings auch aus benachbarten Flächen eingewandert sein.

Trotz verschiedenster aufwendiger Maßnahmen haben im Speicherkoog Nord die Uferschnepfenbestände stark abgenommen. Im Südosten des Koogs hatte sich die Beseitigung einer 1060 m langen Baumreihe auf einer Fläche, die 2015 durch Mahd- gutübertragung weiter optimiert worden war, positiv auf das Ansiedlungsverhalten der Schnepfen ausgewirkt. Die Bereiche unmittelbar vor der 2014 beseitigten Baumreihe, die in den vorangegangenen Jahren von den Schnepfen gemieden worden waren, sind seit 2016 von mehreren Paaren besiedelt. Möglicherweise hatten sich einige Paare aus suboptimalen trockenen zentralen Bereichen des Koogs in die auf Grund der Managementmaßnahmen geeigneteren Gebiete umgesiedelt (Salewski et al. 2016). Trotz dieser Maßnahmen nahmen auch in diesem Bereich die Brutpaarzahlen von 25 (2016) auf 18 (2017) und 17 (2018) ab. Der Bruterfolg könnte in der Berichtssaison jedoch hier, wie im gesamten Koog, relativ gut gewesen sein. Bei der Kartierung am 15.06. wurden auf der entsprechenden Teilfläche 13 warnende Familien registriert. Von besonderer Bedeutung ist aber auch, dass gerade auf dieser Teilfläche erneut mehrere Kampfläuferweibchen zur Brut schritten (Thorup 2018a).

Im Nordwesten des Koogs, in dem 2014/15 ebenfalls umfangreiche Managementmaßnahmen stattgefunden hatten (Entfernung von Gehölzen), und wo 2015/16 etwa 2700 m Weidezäune entfernt worden waren, fanden sich auch 2018 nur zwei Uferschnepfenpaare.

Vor der Brutsaison 2018 fanden umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Verbesserung statt, die sich positiv auf die Attraktivität des Koogs für Uferschnepfen ausgewirkt haben sollten. Im benachbarten Speicherkoog Süd kam es 2018 zu einem Einbruch des Bestands (siehe 4.1.4). Möglicherweise sind einige Uferschnepfen aus dem Speicherkoog Süd in den Speicherkoog Nord übergesiedelt. Für zumindest eine Schnepfe ist dies belegt: Sie wurde 2013 im Speicherkoog Süd farbberingt und hatte

bis 2017 jährlich dort gebrütet. Im Berichtsjahr hielt sie jedoch im Speicherkoog Nord ein Revier besetzt.

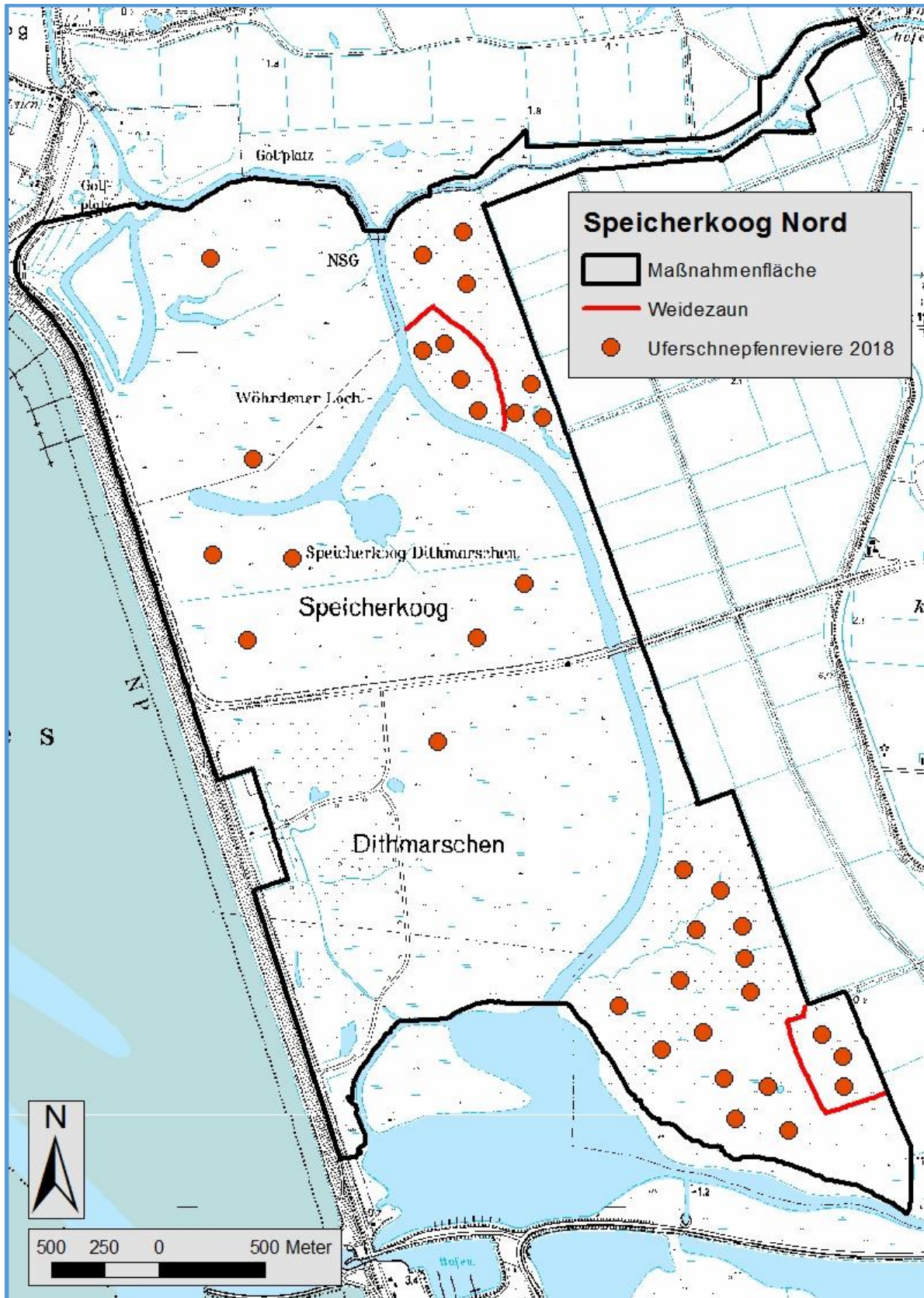


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2018.



#### 4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Im Speicherkoog Süd kam es zu einem deutlichen Einbruch der Revierpaarzahlen von 113 (2017) auf 89 (2018, Tab. 1). Der Speicherkoog Süd ist damit erstmals seit Projektbeginn nicht mehr das Gebiet mit den meisten Revierpaaren. Die Siedlungsdichte lag mit 0,7 Revierpaaren/10 ha ebenfalls deutlich unter denen des Beltringharder Koogs und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Die relativ hohe Dichte (1,4 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (Abb. 6) zeigt aber auch das große Potenzial, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) hingewiesen hatten. Wie im Vorjahr wurde im zentralen Bereich wieder ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen aufgestellt (Abb. 6, siehe 4.3.1).

Ein Grund für die Bestandsabnahme ist nicht erkennbar. Zu Veränderungen im Gelände ist es nicht gekommen und eine Änderung des Managements hatte nicht stattgefunden. Weite Gebiete des Koogs wurden 2017 in der zweiten Jahreshälfte wie üblich gemulcht und Schilfinselfen beseitigt. Erkennbare Störungen zur kritischen Zeit der Revieretablierung konnten 2018 nicht festgestellt werden: Die Bundeswehr zeigte keine verstärkten Aktivitäten und Baumaßnahmen zum Umbau des Steertlochsiels in ein Schöpfwerk betrafen nur einen sehr kleinen Teil des Koogs, in dessen Umfeld auch in den Vorjahren keine Uferschnepfen brüteten. Ausgleichsmaßnahmen für den Umbau des Siels in ein Schöpfwerk beinhalteten die Anlage diverser Kleinstau. Die Maßnahmen fanden in den Wintermonaten statt und waren deutlich vor Ankunft der Uferschnepfen beendet. Im März und April war der Wasserstand im Gelände hoch und bot gute Voraussetzungen für ankommende Uferschnepfen (Hötker et al. 2012). Die ab Mitte Mai einsetzende Trockenheit hatte keinen Einfluss mehr auf die Revierbesetzung. Wegen des seit Jahren sehr niedrigen Bruterfolgs (siehe unten) sind Bestandsrückgänge zu erwarten. Dies kann allerdings nicht die Plötzlichkeit des Einbruchs erklären. Möglicherweise sind die Gründe für die Abnahme außerhalb des Koogs zu suchen, ohne dass dabei ein konkreter Faktor genannt werden kann (siehe Diskussion).

Nicht besiedelt waren große Flächen im Norden und vor allem im Süden des Koogs, die zum Teil intensiv durch Schafe beweidet werden, sowie der Bereich zweier mit Röhricht und Weiden bewachsener Spülfelder im Süden. Konzentrationen fanden sich hingegen in Bereichen, die nicht beweidet, sondern jährlich gemulcht werden, und auf Flächen im Osten (ehemaliger Barlter Sommerkoog). Hier handelt es sich entweder um Mähwiesen oder um Weiden, auf denen der Auftrieb des Weideviehs, meist Rinder, erst in der zweiten Maihälfte erfolgt. Die Einebnung des Aushubs, der im Zentrum des Koogs bei der Anlage eines Gewässers anfiel, würde eine an die Bedürfnisse von Wiesenvögeln ausgerichtete Management ermöglichen und die Attraktivität des Koogs für Wiesenvögel deutlich erhöhen. Ein angepasstes Beweidungsmanagement vor allem im Norden, aber auch im Süden des Koogs wäre ebenfalls geeignet, um weitere geeignete Habitate für Wiesenvögel zu schaffen. Darüber hinaus würden wenige zu-



sätzliche Staue an geeigneten Stellen (Ausläufe von Grütten und Gräben in den Vorfluter) zu einer weiteren Vernässung führen und die Attraktivität des Gebiets für Wiesenvögel deutlich erhöhen. Das Prädationsrisiko, vor allem auf Küken, ließe sich durch die Beseitigung einer Baumreihe im Süden des Koogs reduzieren. Problematisch ist auch das bis weit in den Mai hinein andauernde Schleppen der Weiden im Barlter Sommerkoog und im Süden des Koogs, dem sicher jährlich eine Reihe von Wiesenvogelgelegen (Uferschnepfe, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Säbelschnäbler, Rotschenkel *Tringa totanus*) zum Opfer fällt. Eine zeitliche Anpassung der Bewirtschaftung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel wäre hier sehr wünschenswert.

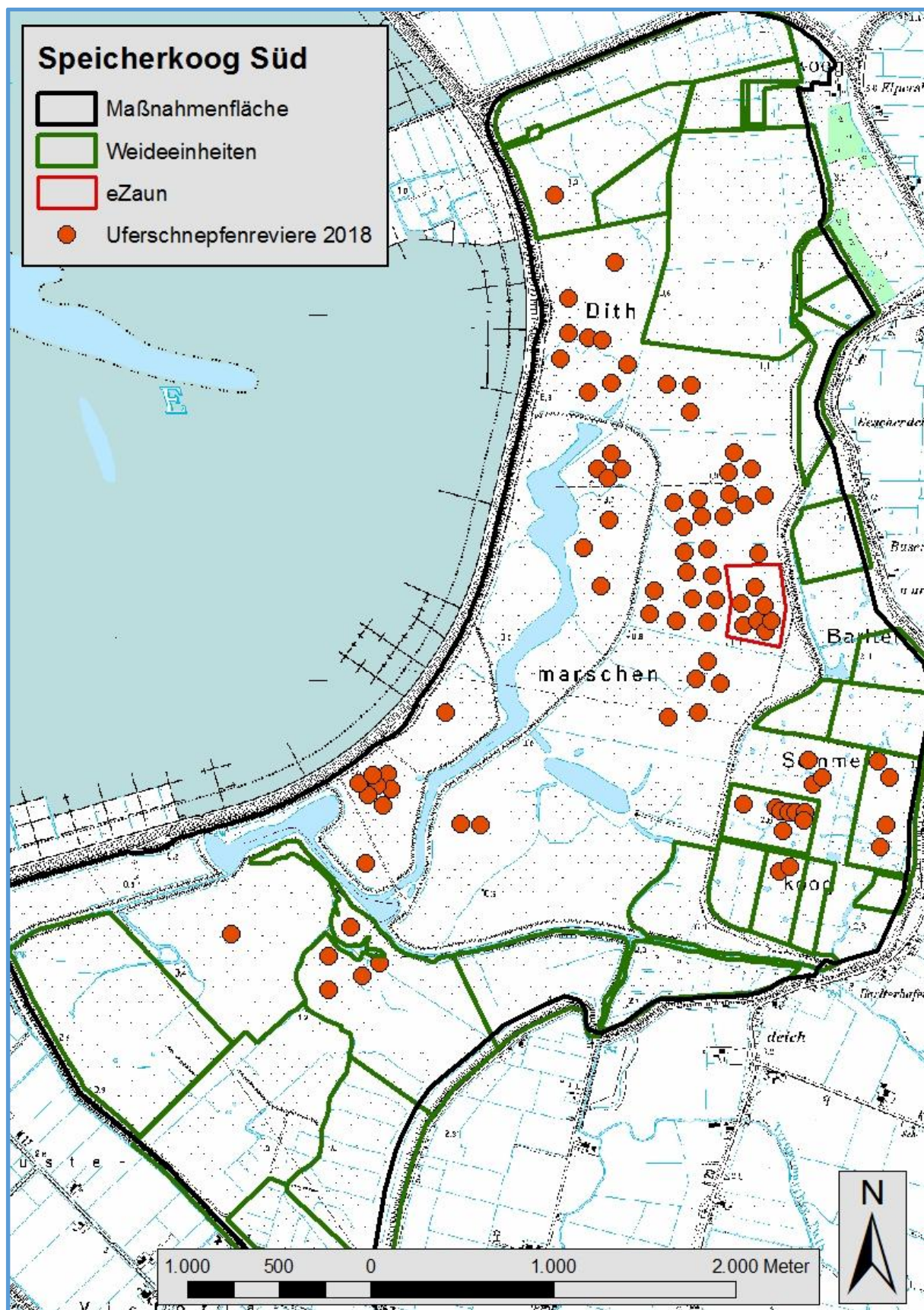


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2018.

#### 4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2018 nur noch sechs Uferschnepfenreviere ermittelt. Im Gegensatz zu den Vorjahren befanden sich alle Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen, die sich im Besitz der Stiftung Naturschutz befinden (Abb. 7). Im angrenzenden Nordfelder Koog und im Gehlandskoog brüteten keine Uferschnepfen mehr. Der Bestand zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn anhaltenden abnehmenden Trend (Tab. 1). Ähnlich wie im Speicherkoog Süd ist die Ursache nicht erkennbar, da sich das Management der Flächen nicht wesentlich geändert hat, wenn von der Anlage der Polder (siehe unten) abgesehen wird.

Im Süden der Maßnahmenflächen wurde bereits 2014/15 ein 26 ha großer Polder angelegt, 2016 kam nordwestlich daran anschließend ein weiterer (9 ha) hinzu (Abb. 7), der seither zur Brutsaison zusätzlich durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wird. Im südlichen Polder brüteten 2018 zwei Uferschnepfenpaare, während es außerhalb der Polder vier Paare waren (Abb. 7). Im nördlichen Polder brüteten keine Uferschnepfen und damit kann auch der Zaun, wenn er als Gelegeschutzzaun für Uferschnepfen definiert wird, seine Funktion nicht erfüllen. Ein Versetzen des Zauns, entweder im Gebiet oder in ein anderes Gebiet mit einer höheren Dichte von brütenden Uferschnepfen, bietet sich daher an.

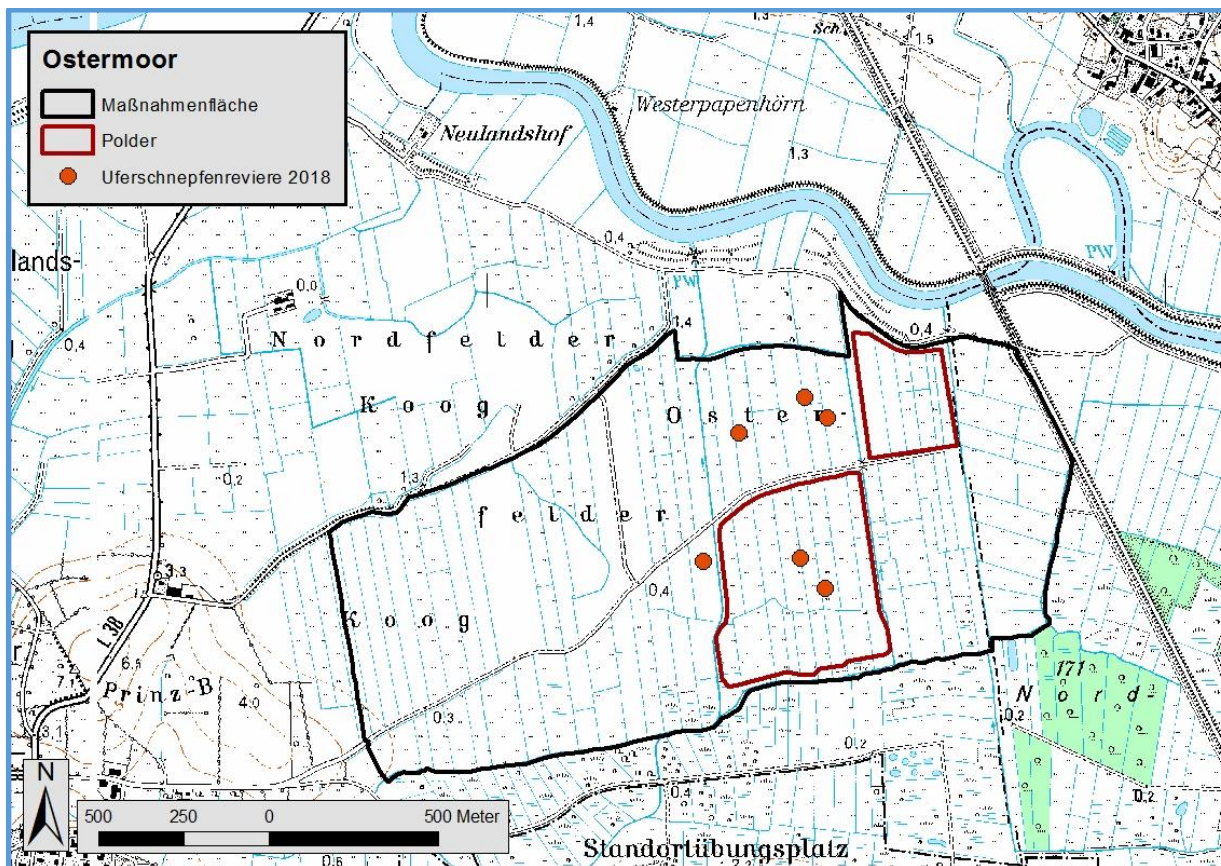


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2018.





#### 4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im NSG Alte-Sorge-Schleife brüteten im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Seit Projektbeginn hatten hier zwischen keinem und drei Uferschnepfenpaaren gebrütet. Anfang der 1990er Jahre war es zu einem Zusammenbruch von 44 auf 7 Brutpaare zwischen 1990 und 1994 gekommen von dem sich der Bestand seitdem nicht mehr erholt hat. Aufwändige Maßnahmen wie die Anlage mehrerer Polder und das Verblocken von Gräben zur Optimierung der Wasserstände sowie die Wiederaufnahme der Bewirtschaftung einer Fläche mit hohem Anteil der Flatterbinse *Juncus effusus* hatte den Trend bisher nicht umkehren können. Die Gründe hierfür sind nicht klar, vor allem im Hinblick auf den benachbarten Meggerkoog. Dort haben die Uferschnepfenbestände seit 1990 zugenommen und sind seit Projektbeginn stabil. Der Bruterfolg reicht seit Projektbeginn aus um einen Überschuss an Uferschnepfen erzeugen zu können, der andere Gebiete besiedeln könnte (Jeromin et al. 2016; H. Jeromin, pers. Mitt.; siehe Diskussion). Dies ist bisher, zumindest in Bezug auf das NSG Alte-Sorge-Schleife, bisher nicht geschehen.

#### 4.1.9 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 19 Uferschnepfenpaare ein Revier. Zusätzlich brüteten sechs Paare auf benachbarten Parzellen (Abb. 8). Damit nahm die Anzahl der Paare in den Maßnahmenflächen zwar um zwei Paare ab, insgesamt erhöhte sich aber die Zahl im gesamten Koog um zwei Paare gegenüber dem Vorjahr. Auffällig ist eine Reihe von Revieren im Grünland westlich der Maßnahmenflächen, wo in den Vorjahren nur einzelne Paare gebrütet haben. Im Winter 2017/18 wurden etwas weiter westlich insgesamt 34,5 ha mit Schilf bewachsene Brachflächen durch das Projekt gemulcht und in die Beweidung genommen. Durch die Beseitigung dieser Störkulisse könnten weitere Bereiche für Uferschnepfen attraktiv geworden sein, ähnlich wie dies bereits im Speicherkoog Nord durch die Beseitigung einer Baumreihe geschehen ist (siehe 4.1.3). Dies ist als Hinweis zu werten, dass weitere geeignete Lebensräume für Wiesenvögel geschaffen wurden, die bei einem Anstieg des Bruterfolgs zusätzlich besiedelt werden könnten.

Auf den Maßnahmenflächen siedelten Uferschnepfen mit einer Dichte von 2,1 Revieren/10 ha. Nur Teilbereiche im Eiderästuar erreichten höhere Werte.

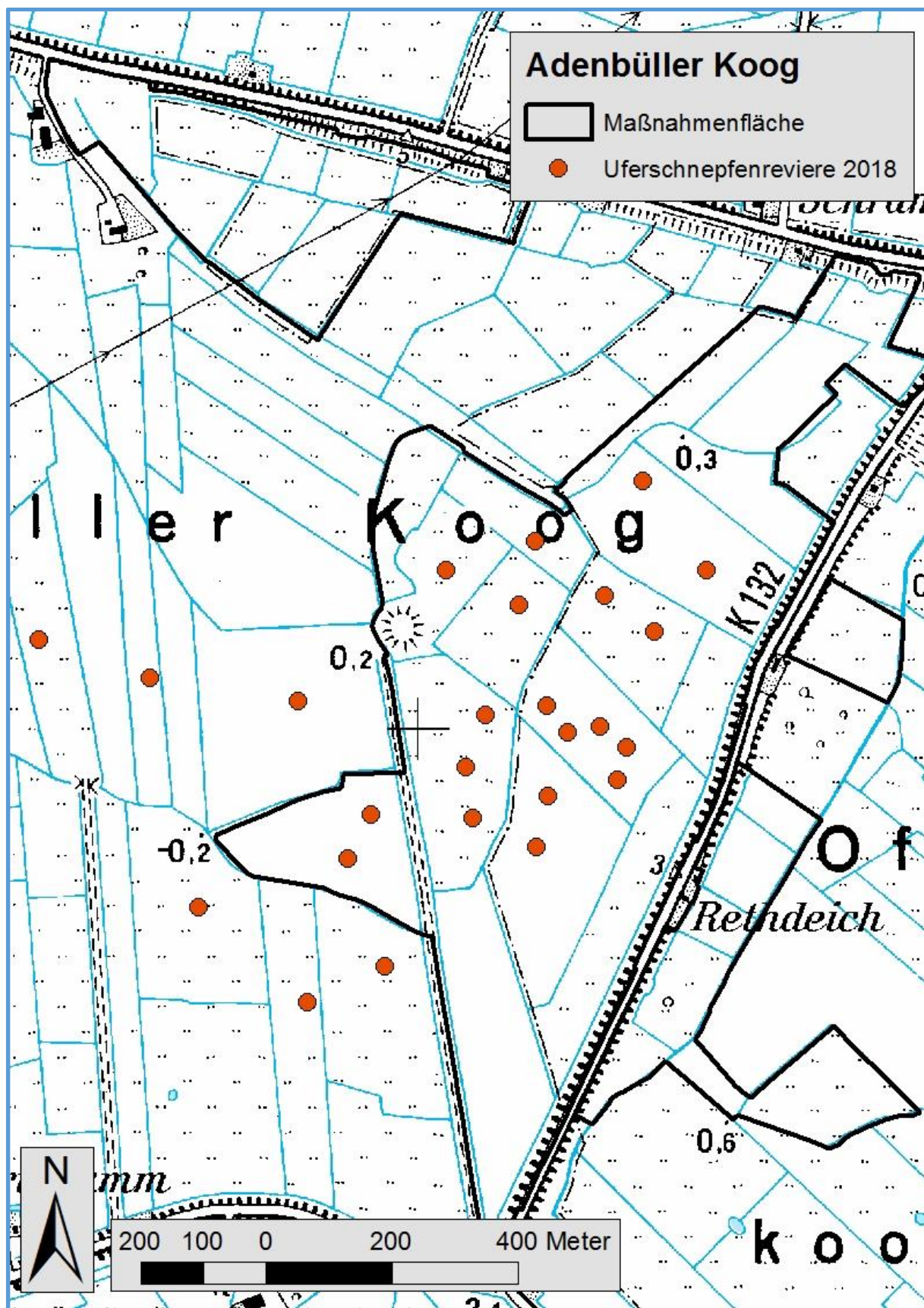


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2018.

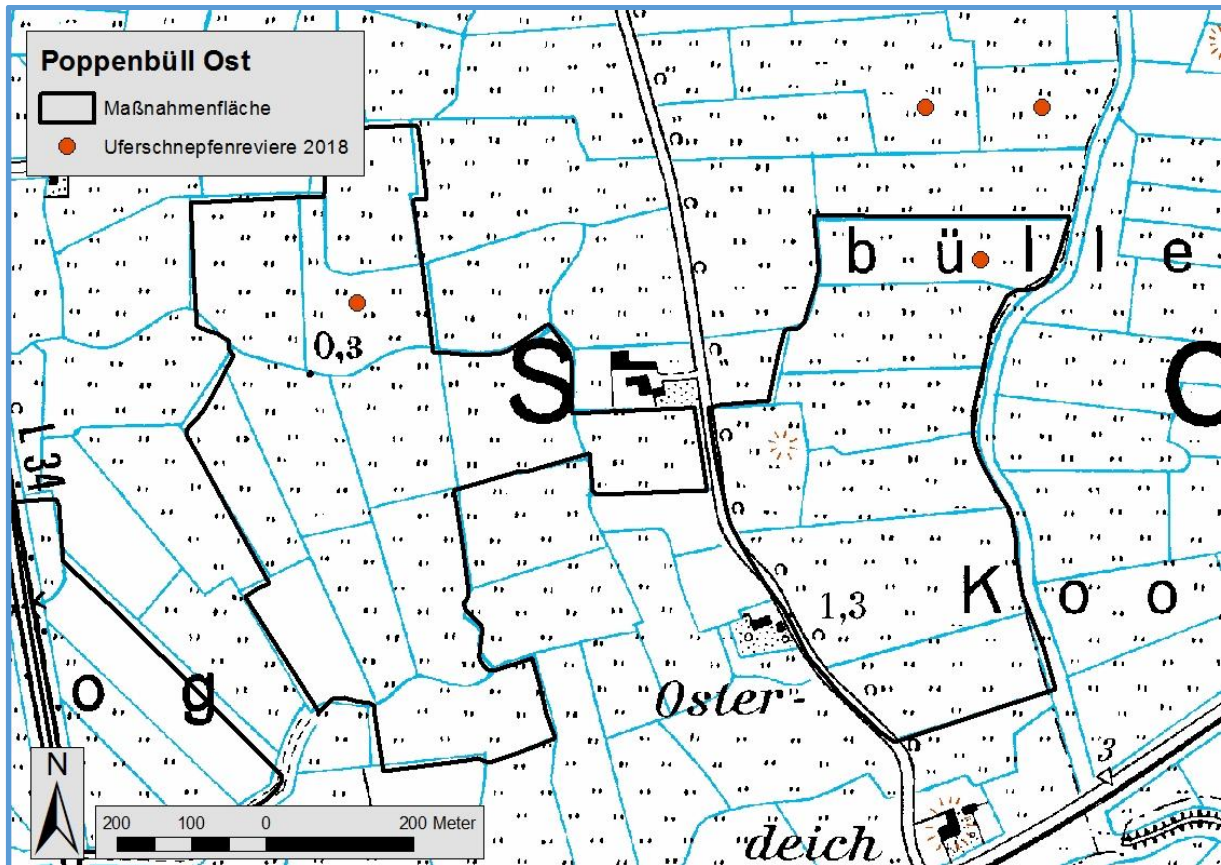


Abb. 9: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2018.

In der Fläche Poppenbüll Ost fanden sich zwei Reviere innerhalb sowie ebenfalls zwei Reviere außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 9), die flächenscharfe Zuordnung war bei letzteren jedoch schwierig. Drei dieser Reviere fanden sich östlich der Straße, die das Gebiet durchschneidet und es zusätzlich durch eine sie begleitende Baumreihe entwertet. In diesem Bereich fanden 2015/2016 umfangreiche Maßnahmen statt. Diese beinhalteten die Ertüchtigung, die Aufweitung und den Stau von Gräben und Gruppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung des Bereichs führte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen und auch zu erfolgreichen Bruten des Säbelschnäblers. Im Berichtsjahr war, wie 2017, der Bereich für Uferschnepfen zwar attraktiv, aber es gelang nicht, sie auch in den Maßnahmenflächen zu halten. Die Reviere auf den benachbarten Parzellen fanden sich auf Mähwiesen oder Flächen, die in geringerer Dichte als die Projektflächen beweidet wurden und in ihrer Vegetationsstruktur diverser als die kurzrasigen, stärker beweideten Projektparzellen waren. Eine Reduzierung der Beweidungsdichten auf den Maßnahmenflächen wäre hier sinnvoll.

Im Gebiet Poppenbüll West brüteten 2018 keine Uferschnepfen.

#### 4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Gebiet Katinger Watt konnten 36 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 10), was dem Ergebnis des Vorjahres und einer Dichte von 0,8 Revieren/10 ha Grünland entsprach (Tab. 1). Die einzelnen Teilflächen wiesen jedoch große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Teilgebieten „Olversumer Vorland“ und „Grüne Insel“ fanden sich keine Uferschnepfenreviere. Dies überrascht, da diese Flächen im zeitigen Frühjahr optimal vernässt und durch ihre reich strukturierte Vegetation für Wiesenvögel gut geeignet erscheinen. Im „Naturinformationsareal“ brüteten ein und im „Nullgebiet“ drei Uferschnepfenpaare. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (31) wiesen die Eiderdammflächen auf (Abb. 10). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha<sup>2</sup> mit 2,3 Revieren/10 ha den höchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldensworter Vorland etablierte sich 2018, wie schon in den Vorjahren, ein Uferschnepfenpaar im nördlichen Bereich (Abb. 11). Im südlichen Bereich führten die seit 2015 durchgeführte Beweidung mit Robustrindern, der Zaunabbau und die Mahd von Schilf noch nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen. Im Dithmarscher Eidervorland brüteten 2018, im Gegensatz zu 2017 (1 Paar), keine Uferschnepfen.

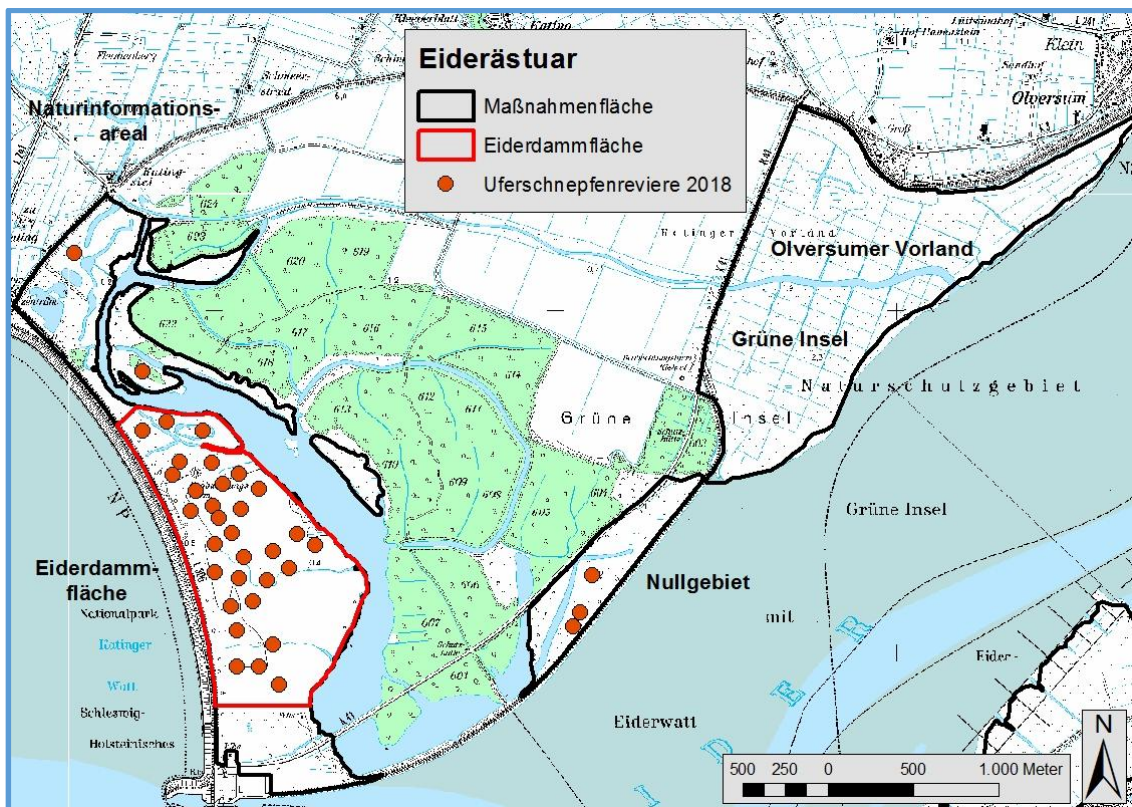


Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2018.

<sup>2</sup> 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.

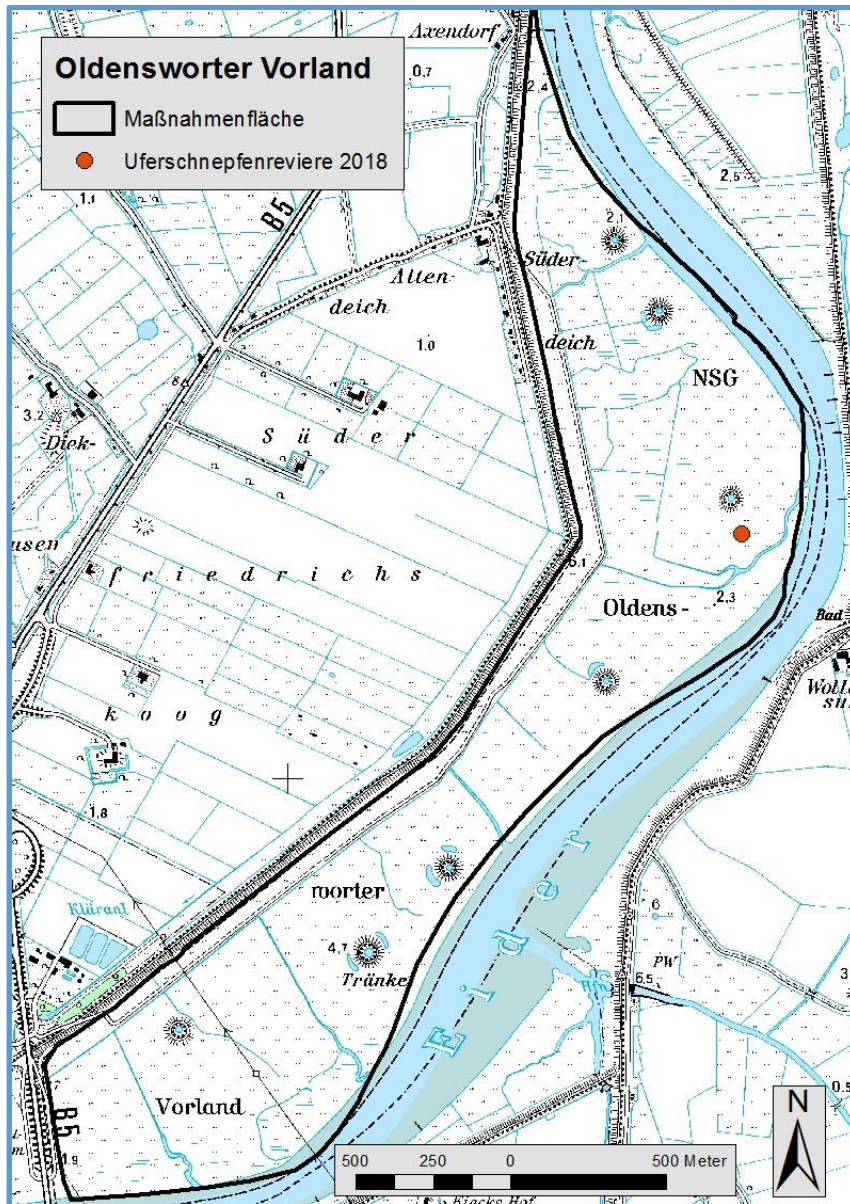
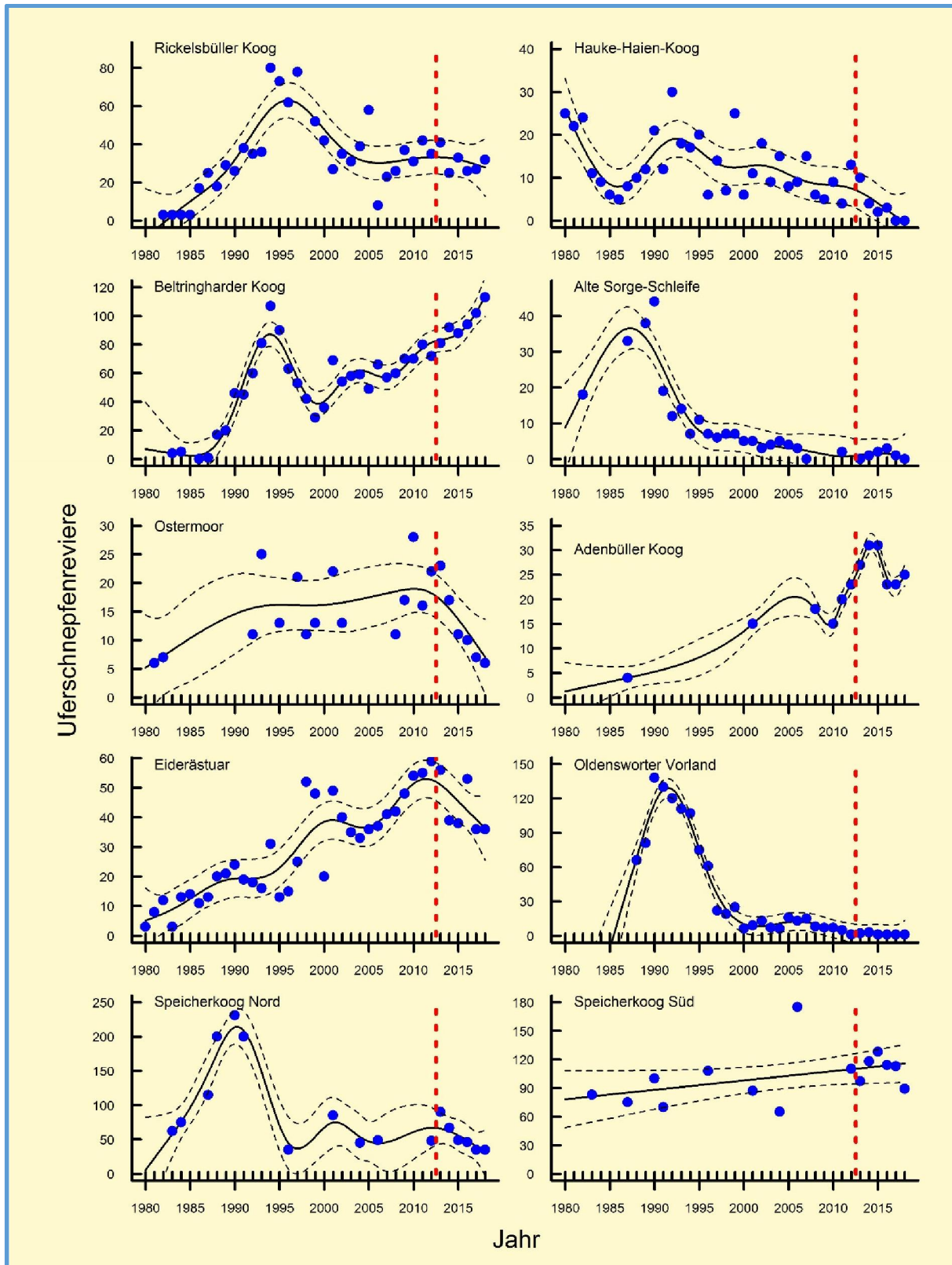


Abb. 11: Uferschnepfenrevier im Oldensworter Vorland 2018.

#### 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. 12). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Ein Beispiel ist Rückgang der Bestandszahlen zwischen 2015 und 2018 im Speicherkoog Süd, der den langfristigen positiven Trend seit 1980 noch nicht beeinflusst. Einen langfristig positiven Trend zeigt sonst nur noch der Beltringharder Koog und, mit Schwankungen, der Adenbüller Koog. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es im Hauke-Haien-Koog und - trotz jeweils intensiver Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie, Vegetationsstruktur und Zaubabbau - im Ostermoor, im Eiderästuar und im Speicherkoog Nord.



**Abb. 12:** Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa Flächen 1980–2018. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf diese beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additivem Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95%-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

## 4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

### 4.3.1 Gelegemonitoring

Insgesamt wurden 2018 in drei Gebieten 125 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon fand sich im Beltringharder Koog (59, Abb. 13) und im Speicherkoog Süd (54, Abb. 14). Im Adenbüller Koog waren es zwölf Gelege (Abb. 15). Im Ostermoor konnte 2018 kein Gelege gefunden werden.

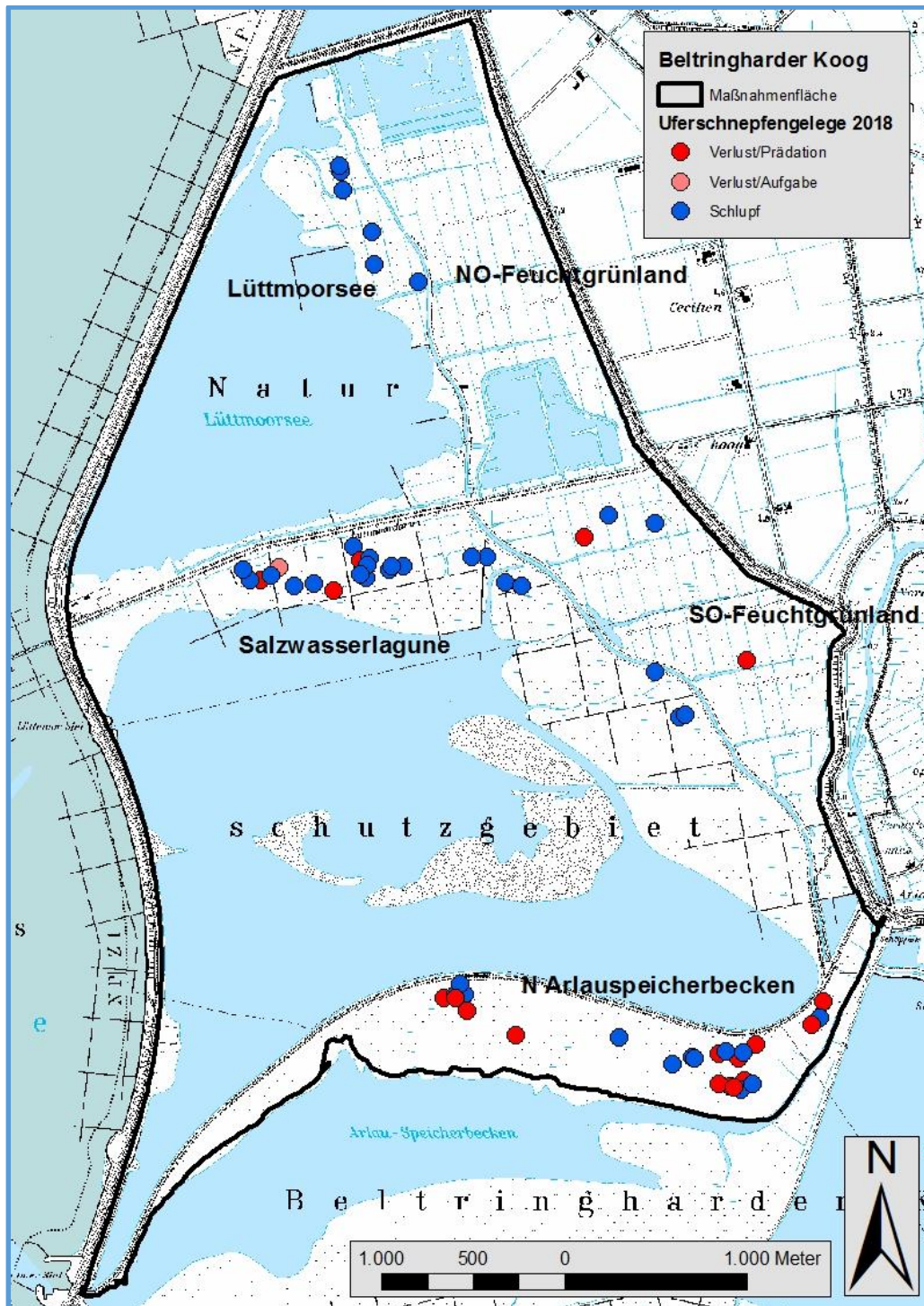


Abb. 13: Im Beltringharder Koog 2018 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

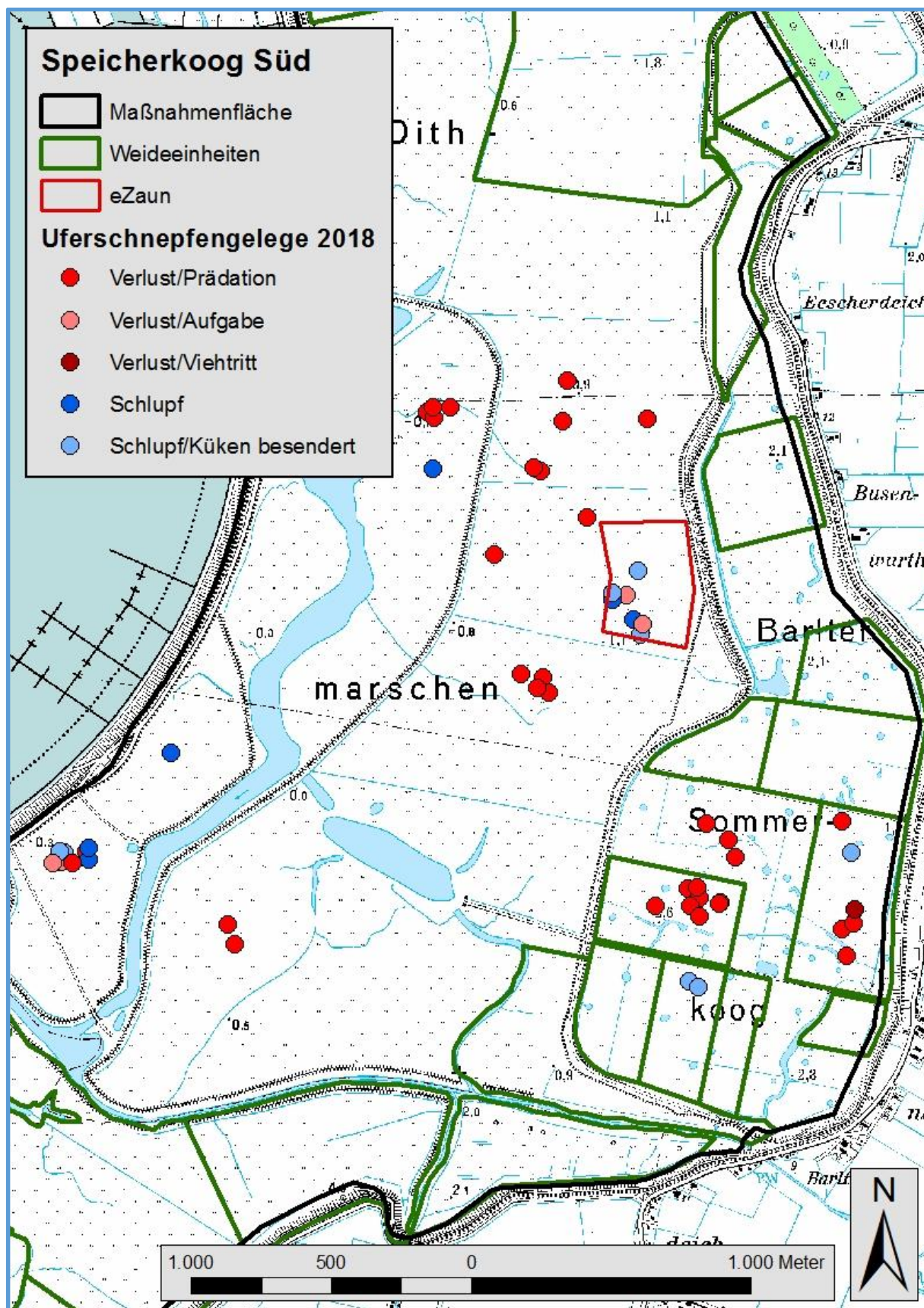
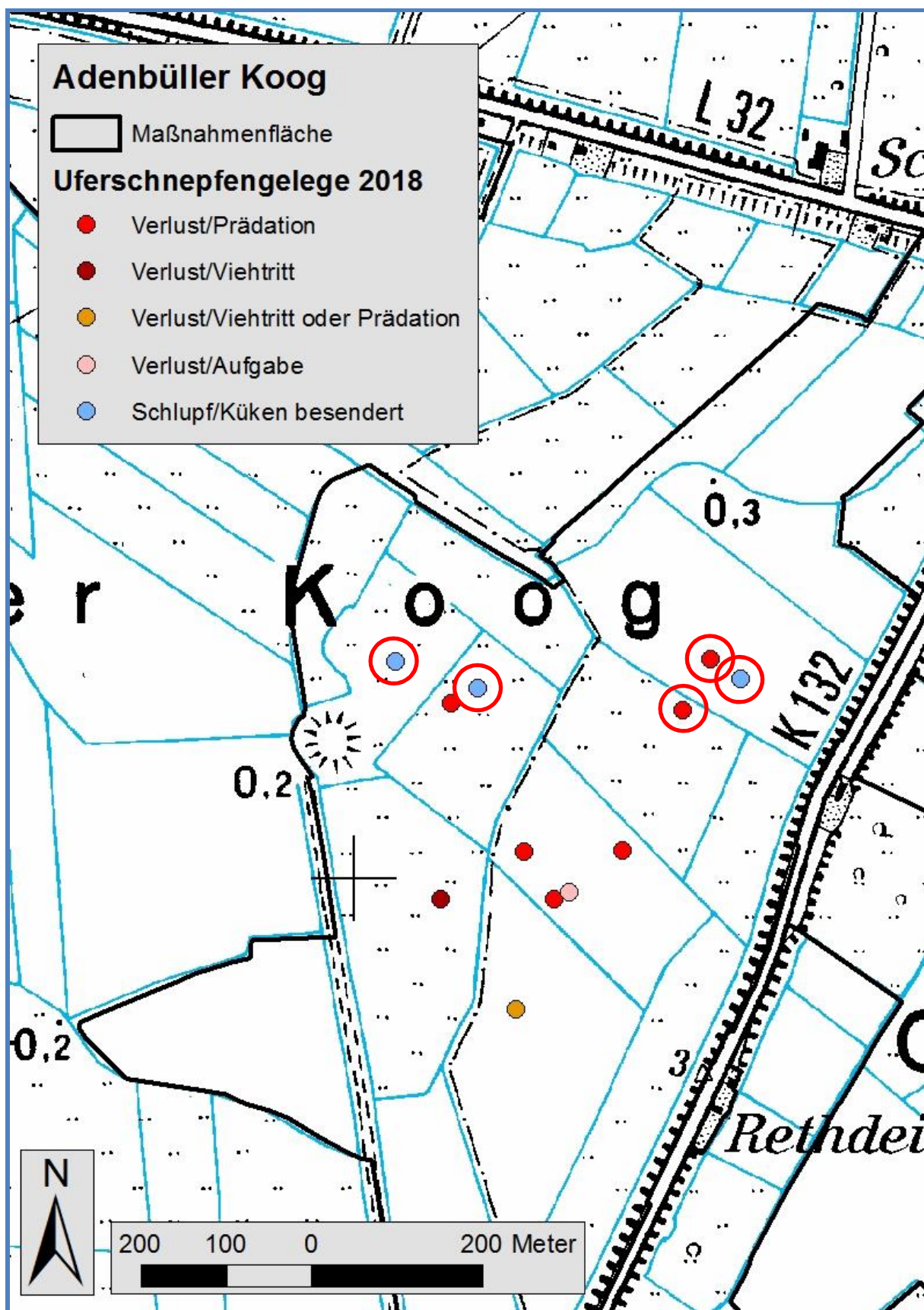


Abb. 14: Im Speicherkoog Süd 2018 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.





**Abb. 15:** Im Adenbüller Koog 2018 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.

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

Gebiet	Gelege	Schlupf	Verlust			
			unklar	Prädation	Viehtritt	Aufgabe
Beltringharder Koog	59	40	-	17	-	2
Speicherkoog Süd	54	14	-	35	1	4
Adenbüller Koog	12	3	1 (Viehtritt?)	6	1	1
<b>Summe</b>	<b>125</b>	<b>57</b>	<b>1</b>	<b>58</b>	<b>2</b>	<b>7</b>

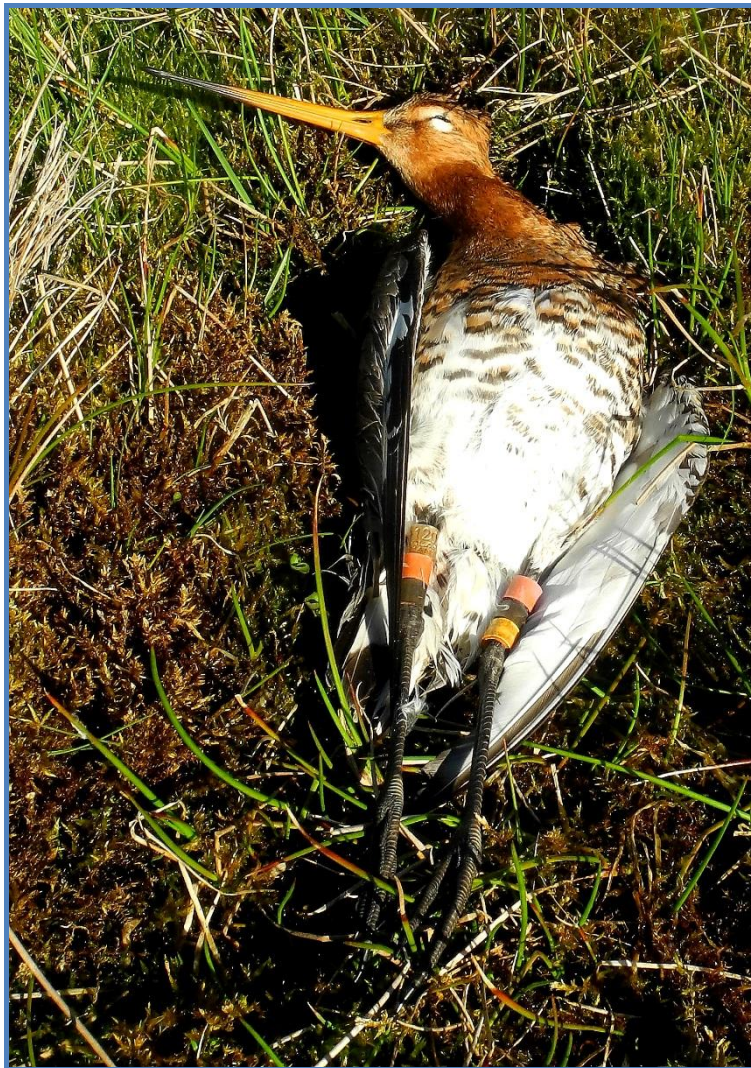
Die Schlupfrate variierte stark zwischen den Gebieten. Im Beltringharder Koog kamen 40 der gefundenen Gelege zum Schlupf (68%), im Speicherkoog Süd 14 (26%). Im Adenbüller Koog schlüpften drei Gelege (25%). Die mit Abstand häufigste Verlustursache war mit 58 Fällen Prädation (87% aller Verluste), was in etwa dem Anteil in den Vorjahren entsprach. Allerdings lag der Anteil verlorener Gelege insgesamt wesentlich unter den Werten der Vorjahre, was vor allem auf eine geringere Prädation im Beltringharder Koog zurückzuführen war.

Im Adenbüller Koog gingen sicher ein Gelege und wahrscheinlich ein zweites durch Viehtritt verloren, im Speicherkoog Süd war es eines. Nachdem dieses Problem 2017 schon im Adenbüller Koog aufgetreten war (Salewski et al. 2017), wurden hier in einem Pilotprojekt an insgesamt fünf Gelegen Nestschutzkörbe aufgestellt (Abb. 16). Von den geschützten Gelegen kamen drei zum Schlupf, während zwei Beutegreifern zum Opfer fielen. Alle erfolgreichen Gelege im Gebiet schlüpften damit unter einem Nestschutzkorb. Die beiden oben erwähnten Gelege, die sicher bzw. wahrscheinlich zertreten wurden, waren nicht durch einen Korb geschützt.



**Abb. 16:** Aufstellen eines Nestschutzkorbs im Adenbüller Koog (A) und geschlüpftes Uferschnepfengelege unter einem solchen Korb (B).

Im Beltringharder Koog kam es bei zwei und im Speicherkoog Süd bei vier Gelegen zu einer vorzeitigen Brutaufgabe (Tab. 2). Die Gründe dafür sind zumeist unbekannt. In der Saison 2016 erfolgte eine Aufgabe nach einer Störung durch eine Rohrweihe *Circus aeruginosus* am Nest (Salewski et al. 2016). Weitere Hinweise auf Gründe zur Brutaufgabe ergaben sich im Berichtsjahr: Neben einem Gelege, das durch Zufall gefunden und vorher nicht aufgesucht worden war, lag eine frisch tote Uferschnepfe (Abb. 17). Die tote Schnepfe wies außer etwas Blut am Kopf keine äußerlich sichtbaren Verletzungen auf. Die Präparatorin, der die Schnepfe übergeben wurde, fand jedoch Bisspuren am Kopf des Vogels, die auf einen kleinen Beutegreifer (Hermelin *Mustela erminea* oder Mauswiesel *M. nivalis*) hinwiesen (Y. Fritzsche-Nehls, pers. Mitt.). Das Gelege wurde nach dem Fund noch einen Tag vom mutmaßlichen Partner bebrütet und dann aufgegeben. Bei zwei anderen Gelegen im Speicherkoog Süd wiesen die Eier vor der Aufgabe Bisspuren auf, die ebenfalls wahrscheinlich von einem Hermelin stammen (Abb. 18). Bei einem großen Teil der Brutaufgaben scheint es sich somit um Reaktionen auf massive Störungen durch Beutegreifer zu handeln.



**Abb. 17:** Von einem kleinen Beutegreifer (Hermelin?) etwa zwei Meter neben einem Gelege getötete Uferschnepfe. Das Gelege wurde kurz nach dem Fund aufgegeben.



**Abb. 18:** Uferschnepfengelege, bei dem einige Eier beim Fund bereits Bisspuren aufwiesen und das später aufgegeben wurde.

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 117 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 56, Adenbüller Koog: 11, Speicherkoog Süd: 50). Nicht berücksichtigt wurden Nester, die beim Fund schon aufgegeben, bereits prädiert waren oder schon geschlüpft waren.

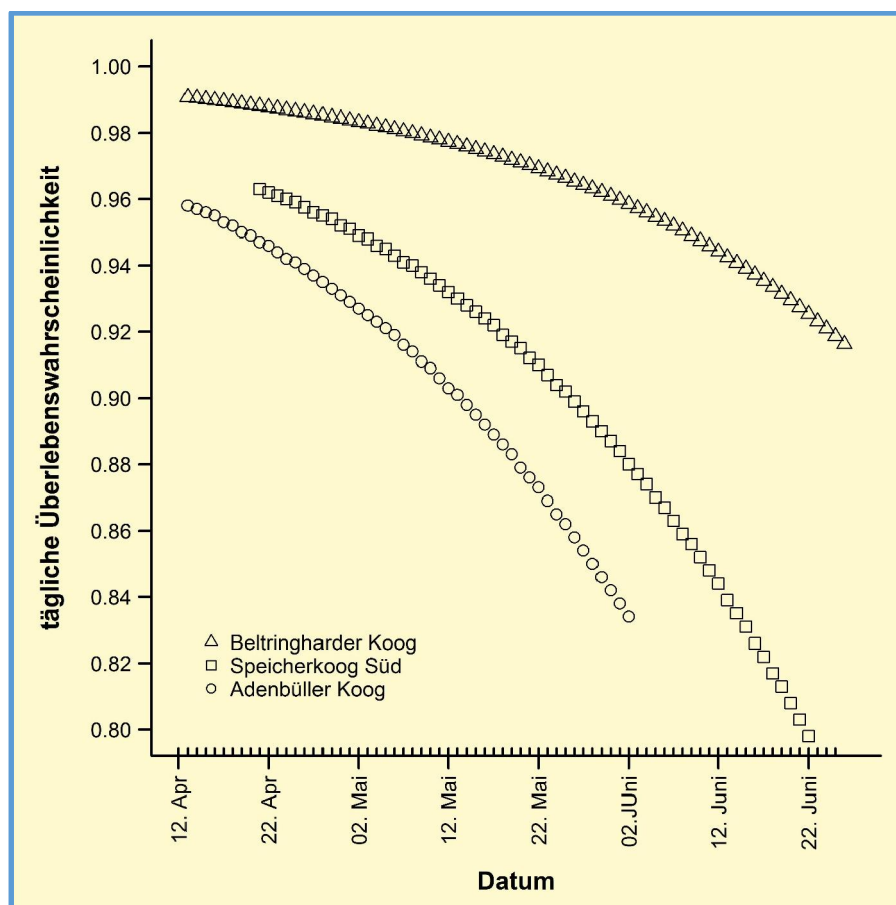
Von den sechs Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten erklärte das Modell die Daten am besten, das von einem stetigen zeitlichen Trend ausging, der sich zwischen den Gebieten unterschied (Modell  $\Phi_{(G+T)}$ , Tab. 3). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten nahmen danach im Laufe der Saison kontinuierlich ab (Abb. 19). Im Beltringharder Koog lagen sie über denen im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog. Für die einzelnen Gebiete ergab sich über die Saison gemittelt (Modell  $\Phi_{(G)}$ , Tab. 3) eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von  $0,919 \pm 0,028$  im Adenbüller Koog,  $0,934 \pm 0,010$  im Speicherkoog Süd und  $0,979 \pm 0,005$  im Beltringharder Koog, was Schlupfwahrscheinlichkeiten von 11%, 17% und 58% entspricht. Im Beltringharder Koog war dies der höchste Wert seit Projektbeginn, während im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd die relativ hohen Werte aus dem Vorjahr nicht mehr erreicht wurden (Tab. 4).

**Tab. 3:** Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten. Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium ( $AIC_c$ ),  $\Delta AIC_c$ , das  $AIC_c$ -Gewicht ( $AIC_cW$ ) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_cW$	N Parameter
$\Phi_{(G+T)}$	350,84	0	0,95	4
$\Phi_{(G)}$	356,71	5,87	0,05	3
$\Phi_{(T)}$	368,44	17,60	<0,01	2
$\Phi_{(.)}$	374,04	23,20	<0,01	1
$\Phi_{(G+t)}$	455,26	104,42	<0,01	76
$\Phi_{(t)}$	470,54	119,70	<0,01	74

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

Gebiet	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Beltringharder Koog,	53	27	20	47	26	58
Adenbüller Koog	0	4	10	12	36	11
Speicherkoog Süd	21	10	12	34	28	17



**Abb. 19:** Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen 2018 in drei Projektgebieten. Symbole zeigen die Wahrscheinlichkeit an, vom Vortag auf den jeweiligen Tag zu überleben. Zur besseren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung von Fehlerbalken verzichtet.

Wie in den meisten Vorjahren war der Schlupferfolg im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog sehr niedrig und somit fehlte auch 2018 eine der Voraussetzungen für einen guten Bruterfolg. In beiden Gebieten fand im Jagdjahr 2016/17 ein intensives Prädatorenmanagement statt, das im Speicherkoog Süd die Entnahme von 17 Jungföchsen aus Kunstbauten Ende April mit einschloss (H. Schmidt-Harries, pers. Mitt.). Im Bereich des Adenbüller Koogs wurde im Jagdjahr 2016/17 intensiv Fallenjagd betrieben und 72 Prädatoren gefangen (B. Häger, pers. Mitt.). Im Jagdjahr 2017/18 wurden die Kunstbauten im Speicherkoog Süd jedoch nicht angenommen sowie weniger Prädatoren erlegt (H. Schmidt-Harries, pers. Mitt.). Die Zahl der im Bereich des Adenbüller Koog gefangenen Prädatoren reduzierte sich auf 39 (B. Häger, pers. Mitt.). Möglicherweise hat dies einen stärkeren Prädationsdruck auf Gelege nach sich gezogen und zu einem geringeren Schlupferfolg geführt.

Im Speicherkoog Süd wurde im zentralen Bereich, wie schon 2017, ein 12 ha umfassender, stromführender Geflügelzaun zum Gelegeschutz installiert. Innerhalb dieses Zaunes wurden sieben Gelege gefunden, von denen fünf zum Schlupf kamen. Zwei Gelege wurden aufgegeben. Zumindest einige ihrer Eier wiesen bereits beim Fund Bissspuren auf. Diese stammten wahrscheinlich von einem Hermelin (s. o.), dessen Bau innerhalb des Zaunes gefunden wurde. Vergleicht man die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen innerhalb und außerhalb des Zauns, so ergeben sich für erstere  $0,982 \pm 0,012$  und für letztere  $0,923 \pm 0,012$ . Die Wahrscheinlichkeit eines Geleges zum Schlupf zu kommen betrug damit 62% innerhalb aber nur 12% außerhalb des Zaunes. Der Zaun hat sich daher als geeignetes Mittel erwiesen, um den Schlupferfolg von Uferschnepfen zu erhöhen. Im Beltringharder Koog schlüpfen im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ 2016, als durch einen Elektrozaun Prädatoren erfolgreich ausgeschlossen wurden, noch zwölf von 14 Gelegen (86%). Dieser Zaun konnte aus technischen Gründen 2018 erst spät in der Saison installiert werden. Gerade in diesem Bereich traten verstärkt Prädationen auf (Abb. 13). Es wäre daher wünschenswert das „N Arlauspeicherbecken“ in Zukunft wieder frühzeitig durch einen Zaun zu schützen.

Im Berichtsjahr kamen an 105 Uferschnepfengelegen Nestkameras zum Einsatz. Von diesen wurden vier wegen Viehauftriebs vorzeitig abgebaut. Von den verbleibenden 101 durch Kameras überwachten Gelegen kamen 49 zum Schlupf, wobei die Kameras bei zehn Gelegen das Schlupfereignis nicht festhielten (Tab. 5). Letzteres lag zumeist an der während der Bebrütungsphase hoch aufgewachsenen Vegetation. Fünf Bruten wurden aus unbekanntem Gründen aufgegeben. Prädiert wurden 47 Gelege, wobei in zwölf Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst wurde. Im Vergleich zu den Vorjahren war das Prädatorenspektrum eng. Es konnten in 17 Fällen ein Fuchs *Vulpes vulpes* (Abb. 20A), in zwölf Fällen ein Iltis *Mustela putorius* (Abb. 20B) und in fünf Fällen ein Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (Abb. 20C) nachgewiesen werden (Tab. 5). Ein Steinmarder *Martes foina* trat einmal als Prädatör auf. Auf Hermelin (Abb. 20D) und Mauswiesel (Abb. 20E) könnten Teilprädationen einzelner

Eier zurückzuführen sein. Vögel wurden lediglich nach vorheriger Prädation durch einen Säuger (Abb. 20F) als Sekundärprädatoren von Gelegeresten festgestellt (Abb. 20G). Somit war wie schon 2013-2016 der Fuchs die häufigste Verlustursache von Gelegen, nachdem es im Vorjahr der Marderhund gewesen war.

**Tab. 5:** Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras in der Brutsaison 2018.

Gebiet	Gelege	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Prädation (nicht erfasst)	Verlust durch				
					Fuchs	Marderhund	Iltis	Steinmarder	Aufgabe/unklar
Beltringharder Koog	53*	29	7	2	4	-	6	-	2
Speicherkoog Süd	49**	10	3	10	12	5	5	-	3
Adenbüller Koog	3	-	-	-	1	-	1	1	-
<b>Summe</b>	<b>105</b>	<b>39</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>1</b>	<b>5</b>

\* drei Kameras wegen Viehauftriebs vorzeitig abgebaut.

\*\* eine Kamera wegen möglichem Viehauftriebs vorzeitig abgebaut.

Im Vergleich zu den Vorjahren ergaben sich deutliche Unterschiede hinsichtlich des Prädatorenspektrums in den einzelnen Gebieten. Während 2017 der Marderhund im Beltringharder Koog stark dominant gewesen war, wurde er hier 2018 gar nicht als Gelegeprädatoren von den Kameras erfasst. Dafür trat im Beltringharder Koog zum ersten Mal seit 2013 der Iltis in Erscheinung. Im Speicherkoog Süd war er wieder, wie in den meisten Vorjahren, neben Marderhund und dem Fuchs als wichtigstem Prädatoren, einer der Hauptverursacher von Gelegeverlusten der Uferschnepfe.

In allen Gebieten wurden 2018 ausschließlich nachtaktive Säuger als Prädatoren an Uferschnepfengelegen nachgewiesen. Dies entspricht den Ergebnissen der meisten Untersuchungen in anderen Gebieten. Oft war auch dort der Fuchs der Hauptprädatoren (Jonas 1979, Seitz 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Teunissen et al. 2008). Lediglich in einer Studie überwogen die im Rahmen von LIFE-Limosa bisher nicht nachgewiesenen Sturmmöwen *Larus canus* (Lind 1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zunahme von Raubsäugetieren (Langgemach & Bellebaum 2005). Ein ziel führendes Prädatorenmanagement sollte sich daher zunächst auf die oben genannten Säuger konzentrieren, da Greif- und Rabenvögel als Verlustursachen von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielen (siehe aber 4.3.2 wegen Verlustursachen von Küken).



**Abb. 20:** Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2018. A: Fuchs, B: Iltis, C: Marderhund. Wahrscheinlicher Grund für den Verlust einzelner Eier waren D: Hermelin und E: Mauswiesel. Rabenvögel (G) traten als Sekundärprädatoren von Gelegen auf, die schon anderen Beutegreifern (hier Iltis, F) zum Opfer gefallen waren (siehe Informationsstreifen auf den Bildern).





### 4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Wiesenvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da bei einem Gelegeverlust oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber bei einem Kükenverlust (Schekkerman et al. 2009). Im Speicherkoog Süd (SpS) wurden 30 und im Adenbüller Koog (AdK) zehn junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet.

Wie in den Vorjahren verschwanden viele Sender (13) spurlos (Tab. 6), obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht wurden. Dazu wurden auch die im Koog bekannten Fuchsbaue sowie aktive Horste des Mäusebussards *Buteo buteo* regelmäßig aufgesucht. Es verschwanden jedoch erstmals deutlich weniger als die Hälfte der eingesetzten Sender. Bei nicht mehr gefundenen Sendern muss von der Prädation der entsprechenden Küken ausgegangen werden (s.u.). Sicher einem Prädator zum Opfer fielen Küken, deren Sender ohne weitere Spuren im Gelände gefunden wurden. Nach dem spurlosen Verschwinden war dies der häufigste Fundumstand (SpS: 8, AdK: 1). Rupfungsspuren (Abb. 21A), oft an Zaunpfählen, deuten auf Greifvögel als Verlustursache hin (SpS: 3, AdK: 2), während Kükenreste mit Blutspuren im Gras (Abb. 21B) eher auf Kleinsäuger zurückzuführen sind (SpS: 4). Eindeutige Hinweise auf das Kükenschicksal geben Funde von Sendern in unmittelbarer Nähe von aktiven Mäusebussardhorsten (SpS: 1, AdK: 2; Abb. 21C) oder in einem Hermelinbau (SpS: 2; Abb. 21D, siehe auch Struwe-Juhl 1995 zur Rolle von Hermelinen als Kükenprädatoren). Ein Sender im Adenbüller Koog sendete längere Zeit von einer Bullenweide und konnte nicht gesucht werden. Da sich der Sender aber über mehrere Tage nicht fortbewegte und keine Altvögel warnten, ist auch hier von einem Verlust auszugehen. Im Adenbüller Koog wurde keines der besenderten Küken flügge, im Speicherkoog Süd waren es drei (10%).

**Tab. 6:** Verbleib der Sender bzw. der 2018 mit Sendern ausgestatteten Küken.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Sender spurlos verschwunden	9	4
Prädation, Mäusebussard	1	2
Prädation, Hermelin	2	-
Prädation, wahrscheinlich Greifvogel	3	2
Prädation, wahrscheinlich Säuger (Hermelin?)	4	-
Prädation, Sender im Gelände gefunden	8	1
Unbekannte Verlustursache	-	1
Flügge	3	-
<b>Summe</b>	<b>30</b>	<b>10</b>



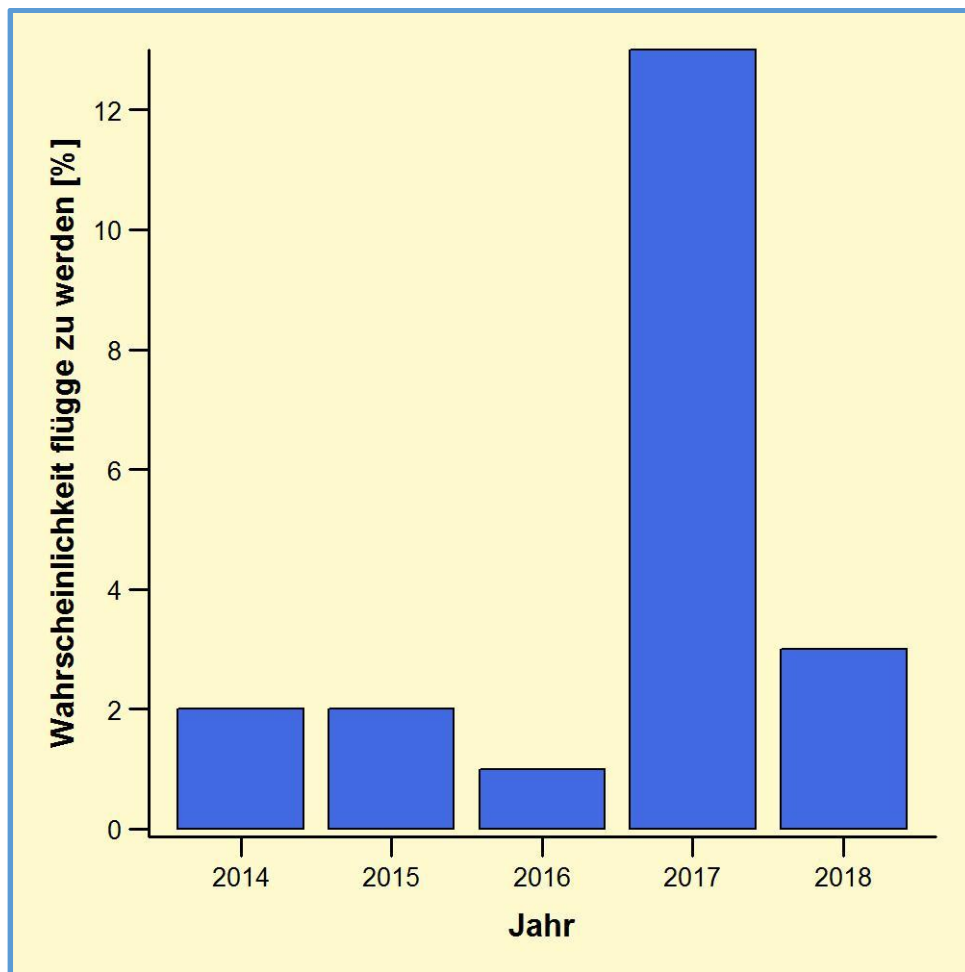
**Abb. 21:** Fundumstände von 2018 besenderten Küken oder deren Sendern. A: Ausgerissene Dunenfedern am Fundort eines Senders kennzeichnen die Rupfung durch einen Greifvogel. B: Kükenreste bei zwei Ringen und Sendern weisen auf einen Kleinsäuger als Prädator hin. C: Im kurzen Gras im Vordergrund fand sich die Rupfung eines besenderten Kükens, in den Bäumen im Hintergrund brütete ein Mäusebussard. D: In einem mutmaßlichen Hermelinbau wurden zwei Sender gefunden. Der rote Pfeil zeigt auf den Eingang des Kessels im Bau, in dem die Sender lagen.

Von den Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Modell  $\Phi_{(T)}$ , welches von einem stetigen zeitlichen Trend der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausgeht, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 7). Demnach nahm die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken während der Saison stetig zu. Während die Wahrscheinlichkeit, den ersten Tag der Saison zu überleben nur  $0,71 \pm 0,07$  betrug, belief sie sich am letzten Tag auf  $0,97 \pm 0,02$ . Das Modell  $\Phi_{(G)}$  gibt die durchschnittliche Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Saison und über jedes Alter getrennt nach Kögen an. Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken im Adenbüller Koog  $0,84 \pm 0,03$  und im Speicherkoog Süd  $0,88 \pm 0,03$ . Diese korrespondiert mit Wahrscheinlichkeiten flügge zu werden von 1% bzw. 3%. Bei drei flüggen von 30 besenderten Küken im Speicherkoog Süd erscheint dieser Schätzwert niedrig. Es ist jedoch zu bedenken, dass er auf mittleren täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten beruht. Die meisten Küken haben nur wenige Tage nach dem Schlupf überlebt und bei einer höheren Zahl an besenderten Küken würden sich die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden und die Zahl der tatsächlich flügge gewordenen Küken annähern.

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

Modell	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	AIC <sub>c</sub> W	N Parameter
$\Phi_{(T)}$	130,6	0	0,38	2
$\Phi_{(T+Alter)}$	131,8	1,1	0,22	3
$\Phi_{(G+T)}$	132,6	2,0	0,14	3
$\Phi_{(Alter)}$	133,4	2,8	0,09	2
$\Phi_{(G+T+Alter)}$	133,6	2,9	0,09	4
$\Phi_{(G+Alter)}$	134,5	3,9	0,05	3
$\Phi_{(.)}$	137,8	7,2	0,01	1
$\Phi_{(G)}$	139,1	8,4	0,01	2
$\Phi_{(t)}$	173,7	43,0	<0,01	32
$\Phi_{(Alter+t)}$	176,3	45,7	<0,01	33
$\Phi_{()}$	178,9	48,3	<0,01	34
$\Phi_{(G^*t)}$	260,9	130,2	<0,01	64

Die Wahrscheinlichkeit der im Speicherkoog Süd besenderten Küken, flügge zu werden, war im Vergleich zu 2017 sehr niedrig und entsprach den schon zwischen 2014 und 2016 festgestellten Werten (Abb. 22). Die relativ 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 verschwundenen Sendern wird eine Prädation der betreffenden Küken angenommen (Hönisch et al. 2008, Schekkerman et al. 2008). Daher gehen wir davon aus, dass die niedrigen Überlebenswahrscheinlichkeiten nicht auf Verlust oder Ausfall der Sender, sondern auf Prädation der Küken zurückzuführen sind. Als Prädatoren von Uferschnepfenküken kommen sowohl Säuger als auch Greifvögel in Frage (siehe auch Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008), was bei der Planung von Managementmaßnahmen zu berücksichtigen ist. So ist darauf zu achten, dass in einer ansonsten für den Wiesenvogelschutz zu erstrebenden offenen Landschaft zur Kükenführungszeit (Mai, Juni) Inseln höherer Vegetation vorhanden sind, in denen sich Küken vor Greifvögeln verstecken können (Schekkerman et al. 2006).



**Abb. 22:** Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2018 besenderten Uferschnepfenküken, flügge zu werden.

#### 4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in einigen Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Ostermoor konnten im Berichtsjahr keine sicher flüggen Jungvögel beobachtet werden. Ein über einen Zeitraum von fast vier Wochen in der Maßnahmenfläche intensiv warnendes Paar war aber sicher erfolgreich. Wenn für dieses erfolgreiche Paar mindestens ein flügger Jungvogel angenommen wird, würde der Bruterfolg mindestens 0,17 flügge Junge/Brutpaar betragen (Tab. 8).

Im Adenbüller Koog konnten 2018 keine flüggen Junge beobachtet werden, nachdem der Bruterfolg im Vorjahr vergleichsweise hoch gewesen war (Tab. 8). Der fehlende Bruterfolg wird auch durch einen Vergleich der Anzahl der zum Saisonende warnenden Schnepfenpaare deutlich. Warnten 2017 im Juni und teilweise bis Ende Juli (drei Paare) bis zu zwölf Uferschnepfenpaare über einen Zeitraum von drei bis vier Wochen intensiv, waren es Anfang Juni 2018 nur vier Paare. Ab Mitte Juni hielten sich gar keine Uferschnepfen mehr im Gebiet auf, und es ist davon auszugehen, dass 2018 kein einziges Küken flügge wurde.

Im Speicherkoog Süd wurden 20 flügge Junge aus mindestens neun Familien beobachtet (Tab. 8). Der sich daraus ergebende Bruterfolg von 0,22 flüggen Jungen/Brutpaar ist wahrscheinlich ebenfalls unterschätzt. Die Besenderung der Küken ergab, dass auch flügge Küken in höherer Vegetation bei einer Annäherung nicht immer auf-fliegen, zumal sie sich in Inseln aus höherer Vegetation (Schilf *Phragmites australis*, Sumpfreitgras *Calamagrostis canescens*) gut verstecken können. Es ist daher wahr-scheinlich, dass im weitläufigen Koog einige flügge Küken übersehen wurden. Der Bruterfolg entsprach damit, trotz starken Prädationsdrucks auf Gelege und Küken, dem relativ hohen Wert des Vorjahres (Tab. 8). Dies steht in scheinbarem Widerspruch zum Einbruch der Revierpaarzahlen in 2018. Uferschnepfen schreiten aber zumeist erst im Alter von zwei Jahren zur Brut. Es bleibt zu hoffen, dass daher in den nächsten Jahren die Revierpaarzahlen wieder ansteigen.

**Tab. 8:** Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2018 und Mindestbruterfolg [flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn.

Projektgebiet	flügge Jungvögel*		Bruterfolg*				
	2018	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	79	0,72	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	20	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor	1	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	0	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	-

\* Mindestwerte

Im Beltringharder Koog führten intensive Beobachtungen im Zusammenhang mit einer oft sehr kurzen Vegetation dazu, dass der Fortpflanzungserfolg gut zu bestimmen war. Insgesamt wurden hier mindestens 79 flügge Junge beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,72 Jungen/Revierpaar entspricht (Tab. 8). Der Bruterfolg erreichte damit den höchsten Wert von allen Gebieten und Jahren seit Projektbeginn. Wie in den Vorjahren handelt es sich dabei um eine Mindestzahl. Dafür, dass wahrscheinlich mehr Küken flügge wurden, spricht die Beobachtung von 15 weiteren mindestens drei Wochen alten Küken, deren weiteres Schicksal nicht genau verfolgt werden konnte. Sie fanden bei der Angabe des Bruterfolgs keine Berücksichtigung, obwohl zumindest einige von ihnen wahrscheinlich auch flügge wurden.

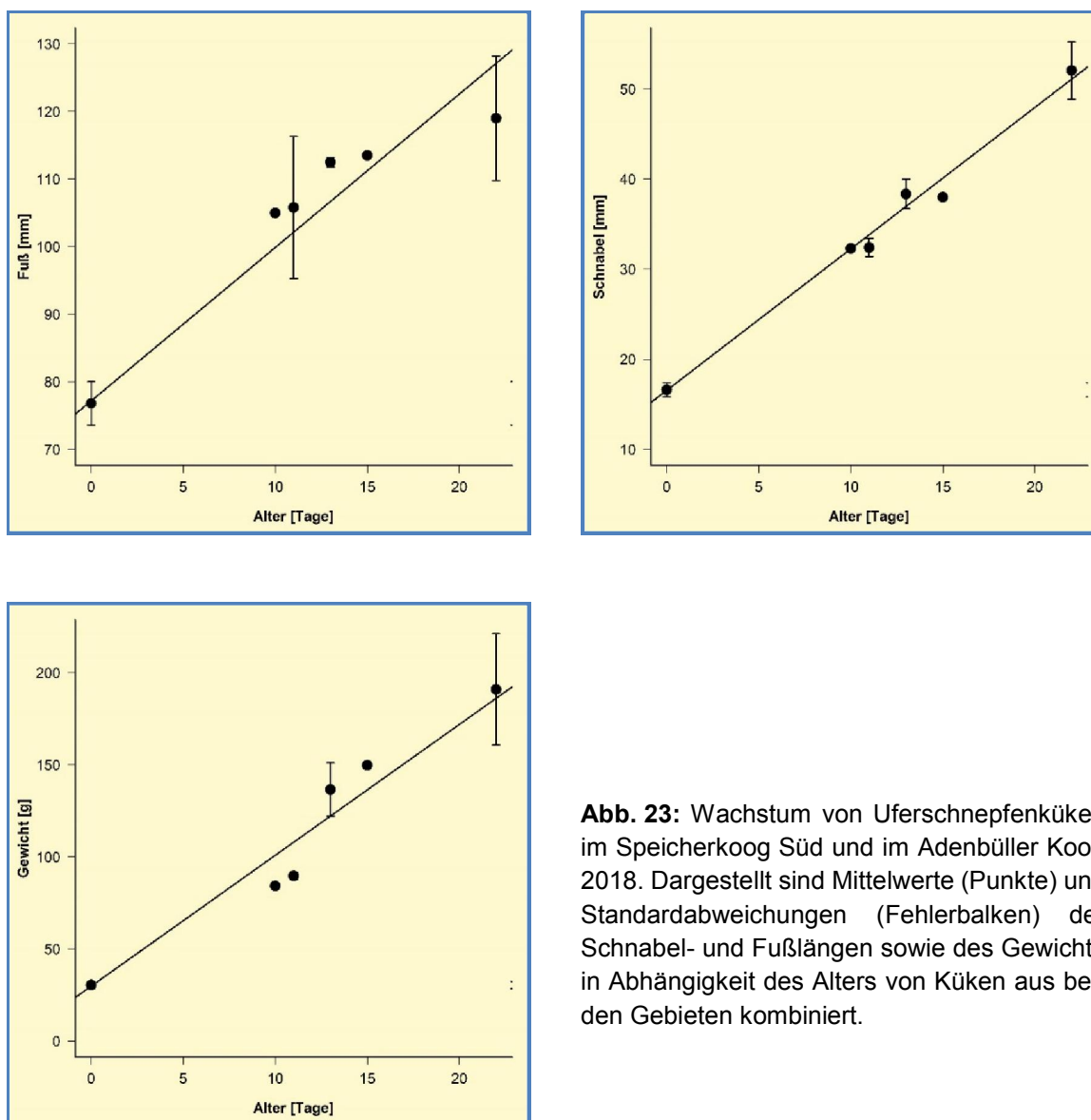
Die Angaben für den minimalen zum Populationserhalt nötigen Bruterfolg liegen im Bereich zwischen 0,26 und 0,87 (Scheckerman et al. 2006, Roodbergen et al. 2008). Für Schleswig-Holstein gaben Helmecke et al. (2011) einen Wert von 0,46 an. Dieser Wert wurde, mit Ausnahme des Beltringharder Koogs 2018, bisher noch in keinem LIFE-Limosa-Projektgebiet erreicht (Tab. 8). Da in den Projektgebieten während der Brutzeit landwirtschaftliche Aktivitäten selten sind und Beweidung ebenfalls nur auf einem relativ kleinen Teil der relevanten Flächen und zumeist mit geringen Dichten erfolgt, gibt es nur eine wesentliche Ursache für den geringen Bruterfolg: Prädation von Gelegen und Küken (Tab. 2, 5, 6).



#### 4.3.4 Kükenwachstum

Von den 30 im Speicherkoog Süd und zehn im Adenbüller Koog besenderten Küken konnten fünf einmal und zwei zweimal im Alter von zehn bis 22 Tagen wiedergefangen werden. Sie wurden dabei erneut vermessen und gewogen. Lineare Regressionen ergaben, dass die Schnabellänge um 1,6 mm/Tag, die Fußlänge um 2,3 mm/Tag und das Gewicht um 7,1 g/Tag zugenommen hatten (Abb. 23). Die Küken wuchsen damit ähnlich schnell heran wie in den Vorjahren im Speicherkoog Süd (Salewski et al. 2015, 2016). Die durchgeführte Analyse ist jedoch mit einigen Problemen behaftet. Die Anzahl der Messungen an älteren Küken ist gering und da es sich um wiederholte Messungen am selben Küken und zum Teil um Geschwister handelt, ist die Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben. Außerdem wurden die Daten beider Gebiete zusammen dargestellt, da eine getrennte Auswertung bei dem kleinen Stichprobenumfang an Wiederfängen wenig sinnvoll erschien. Allerdings waren unmittelbar nach dem Schlupf in beiden Gebieten die Maße in etwa gleich (Fuß: Adenbüller Koog =  $77,9 \text{ mm} \pm 4,3 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd =  $76,5 \text{ mm} \pm 2,8 \text{ sd}$ ; Schnabel: Adenbüller Koog =  $16,8 \text{ mm} \pm 1,0 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd =  $16,5 \text{ mm} \pm 0,7 \text{ sd}$ ; Gewicht: Adenbüller Koog =  $29,4 \text{ g} \pm 1,5 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd =  $30,7 \text{ g} \pm 2,1 \text{ sd}$ ).

Ein Vergleich mit den Daten aus Untersuchungen in den Niederlanden ergab ähnliche Durchschnittswerte (Beintema & Visser 1989, Groen & Hemerik 2002). Die durchschnittliche Zunahme der Küken variierte in den Niederlanden stark und betrug im Mittel  $6,2 \pm 4,7 \text{ g/Tag}$  (Schekkerman & Visser 2001). Es ergeben sich also keine Hinweise darauf, dass die Küken mit einer schlechteren Kondition ins Leben starten als in anderen Gebieten, was zu einem erhöhten Sterberisiko führen würde (Schekkerman et al. 2006).



**Abb. 23:** Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2018. Dargestellt sind Mittelwerte (Punkte) und Standardabweichungen (Fehlerbalken) der Schnabel- und Fußlängen sowie des Gewichts in Abhängigkeit des Alters von Küken aus beiden Gebieten kombiniert.

#### 4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd wurden 2018 insgesamt 68 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 9). Von diesen wurden 30 zusätzlich mit einer individuellen Farbringkombination markiert (23 Adulte, 7 Küken). Bei 38 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbringung noch nicht weit genug entwickelt waren.

**Tab. 9:** Anzahl der 2018 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte	
	Metallring	Metall- und Farbringe	Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	-	4	-	12
Speicherkoog Süd	28	3	-	11
Adenbüller Koog	10	-	-	-

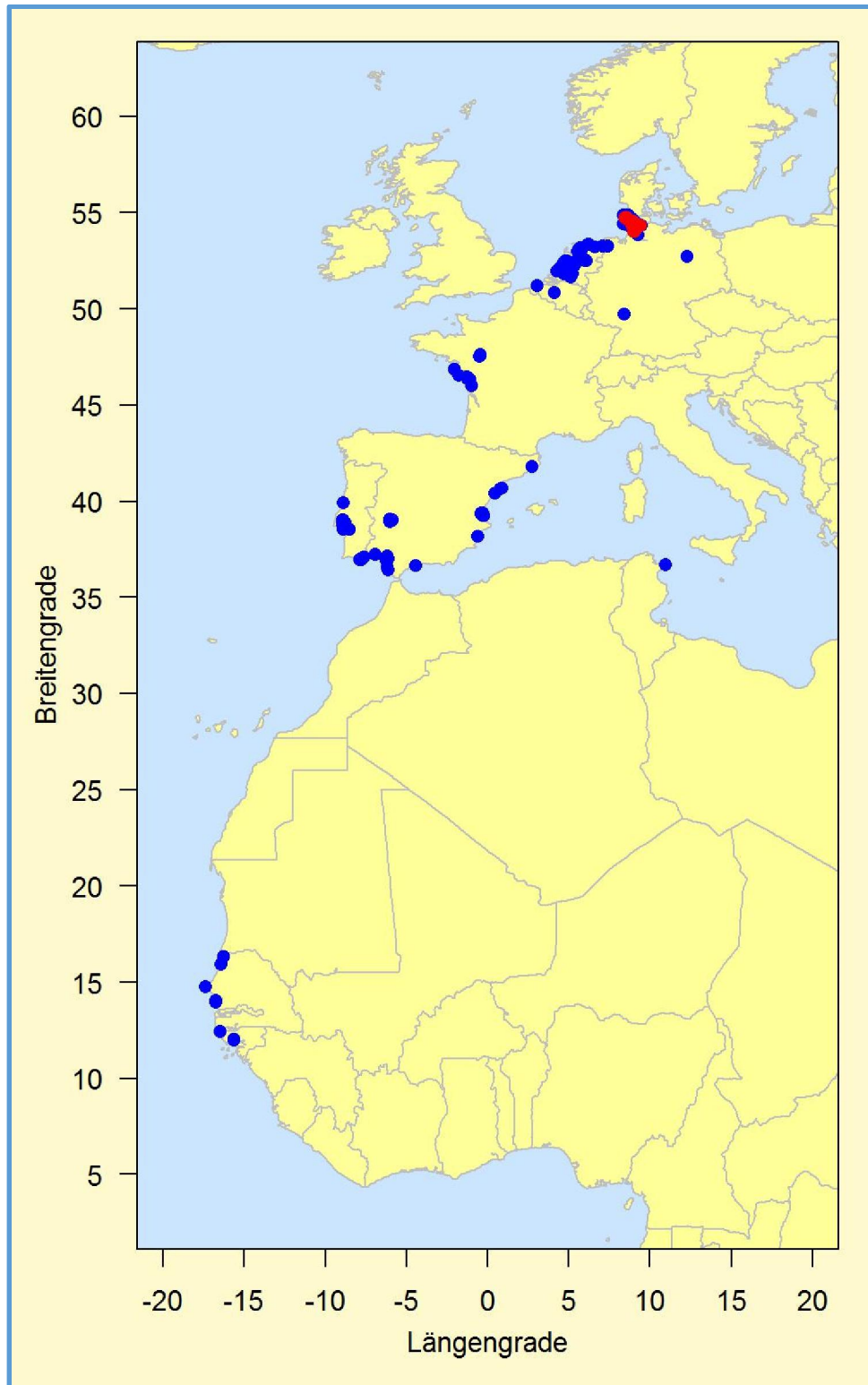
Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 357 individuell gekennzeichneten Vögeln über 6000 Ablesungen vor (Abb. 24). Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa-Brutgebieten wurden auch 2018 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen und aus den Überwinterungsgebieten gemeldet. So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen in Portugal (Februar), Spanien (Februar, März), Belgien (März), den Niederlanden (März, April) und aus Niedersachsen (März) dokumentiert. Vom Wegzug und aus den Überwinterungsgebieten liegen Beobachtungen aus Spanien (Juni, August), Portugal (September) und Senegal (September) vor.

Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten ergab, dass das Modell, welches von einer konstanten jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen  $88 \pm 1\%$ , was in den Rahmen anderer Untersuchungen in den Niederlanden fällt (81% - 96%, Gill et al. 2007, Roodbergen et al. 2008, Kentie et al. 2016). Die daraus geschätzte Lebenserwartung adulter Vögel nach der Beringung [ $1/(-\ln(\Phi))$ ] wäre 7,5 Jahre, was eine Unterschätzung darstellt, da überlebende, aber sich außerhalb der Projektflächen ansiedelnde Vögel nicht berücksichtigt wurden. Für farbberingte Küken betrug die Wahrscheinlichkeit, das erste Jahr zu überleben,  $52\% \pm 6\%$ .

**Tab. 10:** Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen. Details in Tab. 3.

Modell	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	AIC <sub>c</sub> W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	1592,5	0	0,97	4
$\Phi_{(a2^*T)}p_{(a2^*T)}$	1599,2	6,7	0,03	8
$\Phi_{(a2^*t)}p_{(a2^*t)}$	1620,8	28,3	<0,001	40





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



## 5 Diskussion

In den meisten LIFE-Limosa-Projektgebieten setzte sich der Rückgang der Uferschnepfenrevierpaare 2018 weiter fort. Zu Projektbeginn (2013) konnten auf den Maßnahmenflächen insgesamt 418 Uferschnepfenpaare gefunden werden (Salewski et al. 2013a), im Berichtsjahr (2018) waren es nur noch 331 (341, wenn auch Bereiche unmittelbar in der Nähe der Maßnahmenflächen miteinbezogen werden). Dies entspricht einer Abnahme um 21% (18%) in sechs Jahren. Da adulte Uferschnepfen, die in den Projektgebieten brüten, eine hohe jährliche Überlebenswahrscheinlichkeit haben, ist für den Rückgang der Bestände ein geringer Fortpflanzungserfolg verantwortlich.

Der Trend der Uferschnepfenbestände zeigt lediglich im Beltringharder Koog eine seit Jahren anhaltende positive Entwicklung. Hier hatten umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden und durch Erstmahd mit anschließender Überführung in die Beweidung gelang es, Flächen wieder als Brutgebiet für Uferschnepfen attraktiv zu gestalten. Die hohe Anzahl flügge gewordener Küken in diesem Bereich zeigt den Erfolg des im Rahmen des Projekts durchgeführten Managements. Allerdings fanden ähnlich aufwendige und intensive Managementmaßnahmen auch im Speicherkoog Nord statt. Im Gegensatz zu einer Zunahme seit Projektbeginn um 38%, wie im Beltringharder Koog, kam es dort jedoch zu einer Abnahme um 61% zwischen 2013 und 2018. Noch dramatischer verlief die Entwicklung im Ostermoor, trotz umfangreicher Maßnahmen. Hier hat der Uferschnepfenbestand seit 2013 um 74% abgenommen. Die durchgeführten Maßnahmen bieten somit keine Garantie für einen sich einstellenden Bruterfolg und steigende Uferschnepfenbestände. Mögliche Gründe für dafür wären:

- Regelmäßige Störungen durch Menschen, die aber auf Grund des Schutzstatus der meisten Gebiete weitgehend ausgeschlossen werden können.
- Eine mangelnde Verfügbarkeit von Nahrung für Altvögel und Küken. Um dies zu untersuchen, fehlen im Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts die Kapazitäten. Allerdings geben die Gewichte der gefangenen Altvögel und das Wachstum der besenderten Küken keinen Hinweis darauf, dass es an Nahrung mangeln könnte (siehe aber unten).
- Eine trotz des intensiven Managements ungünstigen Habitatstruktur (s.u.).
- Ein starkes Prädationsrisiko für Gelege und Küken (s.u.).

### 5.1 Habitatstruktur und Bewirtschaftung

In einigen Gebieten, die sich nicht in der LIFE-Limosa-Kulisse befinden, konnten Uferschnepfen in den letzten Jahren gute Bruterfolge aufweisen (Abb. 25). Unmittelbar nördlich des Speicherkoogs Nord befindet sich im Wöhrdener Sommerkoog eine 25 ha große Fläche, die zu etwa 2/3 beweidet wird und zu etwa 1/3 aus einer mageren Mähwiese besteht. Hier brüteten 2018 fünf Uferschnepfenpaare, die zusammen elf Junge



zum Flüggewerden brachten, die sich bei zwei Besuchen ausschließlich in einer mageren Mähwiese und nicht in den beweideten Flächen daneben aufhielten (V. Salewski, pers. Beobachtung). Der einmal registrierte Bruterfolg von 2,2 flüggen Jungen/Revierpaar hat wegen der kleinen Anzahl an Brutpaaren und der geringen Ausdehnung der Fläche eher anekdotenhaften Charakter. Dies kann allerdings nicht für einige Gebiete in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (ETS) gelten. Dort haben die Uferschnepfenbestände gegen den landesweiten Trend und den Trend auf den meisten LLIFE-Limosa Gebieten entweder zugenommen (Tetenhusener Moor von 0 auf 6 Brutpaare zwischen 2005 und 2018; Börmer Koog von 2 auf 6 Brutpaare zwischen 2004 und 2018) oder sind stabil (Meggerkoog 20 bis 25 Brutpaare zwischen 2013 und 2018). Zusätzlich wurde im Meggerkoog der Bruterfolg erfasst. Seit 2013 wurde in fünf von sechs Jahren ein Bruterfolg von über oder annähernd 0,6 flüggen Jungen/Brutpaar erreicht, zuletzt 0,6 in 2018 (Jeromin et al. 2016, H. Jeromin, pers. Mitt.). Der Mittelwert des Bruterfolgs im Zeitraum von 2013 bis 2018 betrug im Meggerkoog 0,65 flügge Junge/Brutpaar; in den LIFE-Limosa Gebieten Beltringharder Koog waren es 0,36 und im Speicherkoog Süd 0,14 (Tab. 8).

Wiesenvogelgelege werden in der ETS im Rahmen des „Gemeinschaftlichen Wiesenvogelschutzes“ vor Verlusten durch landwirtschaftliche Arbeiten bewahrt (Jeromin 2006), was sicher wesentlich zu den guten Bruterfolgen beiträgt. Habitat aufwertende Maßnahmen finden nicht satt, es wird lediglich bei der Mahd darauf geachtet, dass dort, wo es angebracht erscheint (Anwesenheit kükenführender Familien), bei der Mahd Streifen ausgespart werden, da Küken sich bevorzugt am Übergang zwischen gemähten und ungemähten Bereichen aufhalten (H. Jeromin, pers. Mitt.). Im Gegensatz zum Meggerkoog waren dagegen im benachbarten NSG Alte-Sorge-Schleife schon in den späten 1990er Jahren die Bestände zusammengebrochen, im ebenfalls in der ETS liegenden Ostermoor scheint sich diese Entwicklung gegenwärtig zu wiederholen (Abb. 12). Der Meggerkoog ist vor allem durch Wiesen geprägt, die in der Regel in der zweiten Maihälfte gemäht werden, zum Teil erfolgt später eine Nachbeweidung. Die Wiesen zeichnen sich durch lockeren Bewuchs mit Deutschem Weidelgras *Lolium perenne* aus (H. Jeromin, pers. Mitt.). Auf den LIFE-Limosa-Flächen Alte-Sorge-Schleife und Ostermoor erfolgt dagegen eine in der Regel im April oder Mai einsetzende Beweidung und unter Umständen eine Nachmahd im Herbst oder Spätwinter, es finden sich aber auch einige reine Mähflächen. Im Gegensatz zu den konventionell genutzten Flächen im Meggerkoog weisen die Flächen im Ostermoor und in der Alten-Sorge-Schleife erhöhte Bestände von Flatterbinsen auf. Erhöhte Dichten von Flatterbinsen wirken sich negativ auf die Eignung als Bruthabitate für einige Wiesenvogelarten aus (Coyle et al. 2018). Zu Projektbeginn wurde das Zurückdrängen der Flatterbinsen als wichtiger Aspekt der Habitatoptimierung im NSG Alte-Sorge-Schleife und im Ostermoor identifiziert (Hemmerling & Miller 2011). Die entsprechend dazu und zur Reduzierung der potentiell negativen Folgen eines hohen Binsenbestands durchgeführten Maßnahmen (späte Nachmahd, damit die Flächen zur Brutzeit kurzhalmsige Binsenbestände aufweisen; neu in die Bewirtschaftung aufgenommene Flächen, die



zuvor wegen der hohen Binsendichte nicht bewirtschaftet wurden) haben jedoch noch nicht überall im gewünschten Umfang Wirkung gezeigt. In Bezug auf den Binsenbestand sind in der ETS Unterschiede zwischen den LIFE-Limososa-Flächen und den außerhalb der LIFE-Limososa Kulisse liegenden Gebieten auffällig. Ursächliche Zusammenhänge zwischen steigenden/stabilen Schnepfenbeständen und Binsendichte könnten aber nur durch eingehendere Untersuchungen verstanden werden. Dies ist im Rahmen des LIFE-Limososa-Projekts nicht machbar. Interessant wäre es jedoch, auf einem Teil der Maßnahmenflächen die Bewirtschaftung von Beweidung mit Nachmahd auf relativ frühes Mähen (Juni) unter Beibehaltung einer Mosaikstruktur von früher und etwas später gemähten Flächen mit später Nachbeweidung umzustellen, um ähnlich strukturierte Habitate wie auf den konventionell genutzten Flächen zu erhalten und dies mit einem intensiven Bruterfolgsmonitoring über mehrere Jahre zu begleiten.

Verlustursachen wie Nestsaufgabe (20% in den Niederlanden, Kentie et al. 2015), landwirtschaftliche Arbeiten (bis zu 29% in den Niederlanden) (Schekkerman et al. 2006, Bairlein & Bergner 1995, Helmecke & Hötter 2008) oder Viehtritt (Beintema & Müskens 1987, Bairlein & Bergner 1995, Junker et al. 2004, Schekkerman et al. 2008) spielen in den LIFE-Limososa-Gebieten keine bedeutende Rolle. Hier kommt zur Geltung, dass sich die Projektgebiete ausnahmslos in der öffentlichen Hand befinden und bereits mehr oder weniger gut im Sinne des Wiesenvogelschutzes unterhalten werden. Der Adenbüller Koog bildet eine Ausnahme, da hier 2017 zwei bis vier (14%-28%) der gefundenen Gelege Viehtritt zum Opfer fielen (Salewski et al. 2017). Die im Berichtsjahr eingesetzten Nestschutzkörbe erwiesen sich als ein geeignetes Mittel, um Verluste durch Viehtritt zu vermeiden, wenn die Beweidung nicht eingeschränkt werden kann oder dies nicht gewollt ist. Ein Problem ergibt sich allerdings aus der fehlenden Nachhaltigkeit der Maßnahme, wenn diese nicht über den Zeitrahmen des LIFE-Limososa-Projekts garantiert werden kann. Hierzu könnten, ähnlich wie beim „Gemeinschaftlichen Wiesenvogelschutz“ in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und anderen Gebieten (Jeromin 2006) Freiwillige die Betreuung des Gebietes übernehmen und gegen eine Aufwandsentschädigung das Suchen der Gelege und das Ausbringen der Nestschutzkörbe fortführen. Dabei ist zu bedenken, dass dies alle Wiesenvogelarten mit einschließen sollte, was den zeitlichen Aufwand stark erhöhen würde. Trotz des Erfolges der Nestschutzkörbe wäre daher vorrangig eine stärkere Anpassung der Beweidung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel anzustreben. Auf beweideten Flächen kann Viehtritt eine bedeutende Verlustursache von Uferschnepfengelegen sein (Haverschmidt 1963, Beintema & Müskens 1987, Schoppenhorst 1996). Nicht in allen LIFE-Limososa-Gebieten ist, wie z.B. im Beltringharder Koog und im Rickelsbüller Koog, die Zeit der Beweidung und die Viehdichte mit den Bedürfnissen des Wiesenvogelschutzes abgestimmt. Neben dem Adenbüller Koog trifft dies auch auf Poppenbüll Ost und auf den Speicherkoog Süd zu. In letzterem kann das LIFE-Limososa-Projekt das Management kaum direkt beeinflussen. In den anderen Gebieten wäre aber eine zeitliche Anpassung des Weideregimes wünschenswert.



## 5.2 Prädationsrisiko

Der zumindest unmittelbare Grund für den geringen Fortpflanzungserfolg in den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen sind Gelege- und Kükenverluste durch Prädation. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Untersuchungen am Dümmer in Niedersachsen, in den Niederlanden und in Ungarn (Belting et al. 1997, Hegyi & Sasvari 1998, Teunissen et al. 2006, 2008, Schekkerman et al. 2008, Kentie et al. 2015). Prädation von Wiesenvogelgelegen und -küken scheint dabei im Vergleich zu früheren Jahrzehnten zugenommen zu haben (Nehls 2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2012), was mit einer angenommenen Zunahme der Hauptprädatoren, Fuchs und neuerdings Marderhund, korreliert (Langgemach & Bellebaum 2005, MELUND 2018). Indirekt für diese Annahme sprechen frühere Berichte, die eine wesentlich geringere Verlustrate durch Prädation (Witt 1986, Bairlein & Bergner 1995, Struwe-Juhl 1995) bzw. einen deutlich höheren Schlupferfolg beschreiben als er heute in der Regel gefunden wird (Beintema & Müskens 1981, Struwe-Juhl 1995, Friedrich & Bruns 2001, Groen & Hemerik 2002) sowie Berichte, die von einem heute geringeren Bruterfolg ausgehen (Roodbergen & Klok 2008, Schekkerman et al. 2006, 2009, siehe aber Kentie et al. 2015).

Die Annahme, dass Prädation auch ultimat für den geringen Bruterfolg ist, ist nicht bestätigt. Denkbar wären auch ungünstige Umstände, die Prädatoren fördern oder die Gelege und Küken für Prädatoren erst anfällig machen. Auffällig ist jedoch der geringe Schlupferfolg im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog aufgrund des hohen Prädationsdrucks im Vergleich zum Vorjahr, als die Jagdstrecke an Beutegreifern wesentlich höher lag (Salewski et al. 2017). Andererseits konnten Jeromin et al. (2014) zeigen, dass sich im Meggerkoog, einem Gebiet mit durchweg gutem Bruterfolg (s.o.), die Anzahl flügge gewordener Junger/Brutpaar mit steigendem Jagddruck nicht erhöhte. Zusätzlich soll 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) und dass einer Metaanalyse zufolge die Reduktion von Prädatoren zwar die Zahlen der Individuen innerhalb von Beutepopulationen nach der Brutzeit erhöht, aber nicht in gleichem Maß die Populationsgröße zur nächsten Brutzeit (Côté & Sutherland 1996). Zu einem gegenteiligen Ergebnis kommen jedoch Smith et al. (2010). Weitere denkbare Ursachen für einen geringen Bruterfolg außer Prädation wären ungünstige Umstände, die Gelege und Küken für Prädatoren erst anfällig machen. Beispiele wären eine nicht ausreichende Verfügbarkeit von Nahrung für Altvögel und Küken, eine nicht optimale Vegetationsstruktur oder häufige Störungen (Evans 2004). Dies könnte dazu führen, dass die Bedeutung der Prädation überschätzt wird (Swennen 1989, Schekkerman et al. 2009). Zu den komplexen Zusammenhängen fehlt es allerdings an Untersuchungen in den LIFE-Limosa Gebieten.

Greifvogelhorste werden im Rahmen des Bruterfolgsmonitorings in den Projektgebieten zwar erfasst aber leider fehlt ein systematisches Monitoring der Säuger, so dass



selbst die Dichten der Beutegreifer nicht bekannt sind und der Zusammenhang zwischen Bruterfolg und der Dichte von Beutegreifern nicht untersucht werden kann. Gleiches gilt für die Dichten der Kleinsäuger als potentielle Nahrung für Beutegreifer, die sich auch von Uferschnepfenküken ernähren [zum komplexen Zusammenhang zwischen Eutrophierung, Vegetationsveränderungen bei insgesamt zunehmendem Pflanzenwachstum, Habitatstruktur sowie Bewirtschaftung und der Populationsdynamik von Kleinsäufern und Beutegreifern und dem Prädationsrisiko für Wiesenvögel siehe z.B. Langgemach & Bellebaum (2005) und Laidlaw et al. (2013, 2015)]. In Bezug auf Kleinsäuger gibt es konkurrierende Konzepte im Hinblick auf ein optimales Management für Wiesenvögel. Im Projektantrag werden Maßnahmen zur Senkung der Kleinsäugerpopulationen angeregt mit dem Argument, dass dann die Projektgebiete an Attraktivität für Beutegreifer verlieren (Hemmerling & Miller 2011, siehe auch Südbeck & Krüger 2004, Langgemach & Bellebaum 2005). Andererseits wurde aber auch ein positiver Zusammenhang zwischen hohen Kleinsäugerpopulationen und dem Bruterfolg von Wiesenvögeln festgestellt (Beintema & Müskens 1987, Langgemach & Bellebaum 2005) und daher eher die Förderung von Kleinsäufern vorgeschlagen (Schröpfer et al. 2006, Laidlaw et al. 2013, 2015). Nähere Untersuchungen in den Projektgebieten zu diesem Themenkomplex wären wünschenswert um ein optimales Prädationsmanagement durchzuführen zu können und um nicht aufgrund von fehlendem Wissen Maßnahmen umzusetzen, deren Folgen unter Umständen den Projektzielen entgegenlaufen.

In Bezug auf die Senkung des Prädationsrisikos hat sich der Zaun im Speicherkoog Süd als geeignete Maßnahme erwiesen, um zumindest den Schlupferfolg zu erhöhen. Dies deckt sich mit den Erfahrungen einer Reihe anderer Projekte, bei denen ein Zaun erst die Voraussetzung für einen gesteigerten Bruterfolg und damit für das Erreichen der Projektziele war (z.B. Schifferli et al. 2006, Werner et al. 2017, Boschert 2018). Die hohen Verlustraten an Gelegen und Küken durch Beutegreifer in den LIFE-Limosa Gebieten zeigt, dass auch hier, zumindest mittelfristig, die Einzäunung größerer Flächen die einzige Möglichkeit ist, um in Gebieten mit optimierten Habitat zu einem ausreichenden Schlupferfolg zu kommen. Neben den mobilen Geflügelzäunen böten sich auf Flächen, mit absehbar relativ hohen Uferschnepfenbeständen (Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd, Speicherkoog Nord), fest installierte Zäune an (siehe z.B. Austen & Hirons 2011, Malpas et al. 2013), deren Einsatz geprüft werden sollte. Ein innovativer Aspekt könnte auch die Installation von „Unterwasserzäunen“ sein, die sich wesentlich besser in die Landschaft einpassen als die vom Projekt angewandten Geflügelzäune, die auch Schutz vor gut schwimmenden Prädatoren bieten. Sie werden in Großbritannien erfolgreich angewendet, wo sie Inseln von bis zu 80 ha umgeben (Austen, pers. Mitt.). Allerdings besteht bei Zäunen das Problem, dass Küken aus dem eingezäunten Bereich wandern mit der Folge, dass sie dann nicht mehr geschützt sind. Die sich anbietende Lösung wäre weitaus größere Flächen als bisher einzuzäunen. So werden in einem Wiesenvogelgebiet im östlichen Mecklenburg-Vorpommern gute



Bruterfolge bei der Uferschnepfe mit einer großräumigen Einzäunung erreicht (G. Olsthoorn, pers. Mitt.). Darüber hinaus sollte aber auch weiterhin mit entsprechenden Maßnahmen dafür gesorgt werden, dass die Wiesenvogelgebiete für Beutegreifer weniger attraktiv sind, wie z.B. durch die Beseitigung von Vertikalstrukturen wie Röhrichte oder Gehölze.

Geeignete Maßnahmen zum Erreichen des Managementziels sollten sowohl die Bereitstellung optimaler Habitats als auch die Reduktion des Prädationsrisikos berücksichtigen. Dies findet im Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts bereits in vielen Gebieten statt. Die Bereitstellung von Flächen mit höherer Vegetation könnte allerdings noch intensiviert werden. Uferschnepfenküken bevorzugen höheres Gras als Aufenthaltsort: Auf frisch gemähten Wiesen oder auf Weiden mit kürzerem Gras ist das Risiko der Küken, einem Prädator zum Opfer zu fallen in den Niederlanden doppelt so hoch wie in höherer Vegetation, und das Überleben der Küken ist positiv mit dem Vorhandensein von Flächen mit einer Vegetationshöhe >18 cm korreliert (Teunissen et al. 2006, Schekkerman et al. 2006, siehe auch Laidlaw et al. 2015). Zusätzlich besteht auf Flächen mit relativ höherer Vegetation ein größeres Nahrungsangebot (Kleijn et al. 2010), was wiederum mit einem geringeren Prädationsrisiko verbunden ist (Evans 2004). Hier besteht weiterhin Potential das Management in den LIFE-Limosa-Flächen zu optimieren, was auch die Einrichtung zusätzlicher Mähwiesen einschließen könnte. Ein Vergleich mit den Gegebenheiten in Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse, welche einen ausreichenden Bruterfolg aufweisen, könnte als Inspiration für neue Wege dienen. Beispiele sind der Meggerkoog in der ETS (siehe oben), ein Wiesenvogelprojekt im östlichen Mecklenburg-Vorpommern (2011-2016 durchschnittlich 1,06 flügge Jungvögel/Brutpaar/Jahr bei der Uferschnepfe; G. Olsthoorn, pers. Mitt.) oder das Dümmergebiet in Niedersachsen.

## 6 Fazit

Mit den fortgesetzten Abnahmen der Uferschnepfenbestände folgt der Trend in den LIFE-Limosa-Gebieten einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtenden Entwicklung (Gill et al. 2007, Gedeon et al. 2014, Kentie et al. 2016, Thorup 2018b). Dieser Trend setzt sich weiter fort. So werden in den Niederlanden 2018 Bestandsrückgänge um 10% bis 20% verzeichnet (Hooijmeijer, pers. Mitt.). Der drastische Rückgang der mitteleuropäischen Uferschnepfen in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet deutet an, dass auch übergeordnete, großräumig wirkende Faktoren eine Rolle spielen könnten, die sich durch ein im Projektrahmen durchführbares relativ kleinräumiges Management nicht beeinflussen lassen. Spekulative Beispiele wären hier Umstände, die zu einer generellen starken Zunahme von Prädation führen, die Auswirkungen des Klimawandels oder das „Insektensterben“ wobei es auch zu Interaktionen zwischen diesen Faktoren kommen kann. Kubelka et al. (2018) wiesen nach dass sich das Prädationsrisiko für Watvogelgelege während der



letzten Jahrzehnte deutlich erhöht hat und bringen diese Entwicklung mit dem Klimawandel und dem Rückgang vieler Watvogelarten in Verbindung. In den Niederlanden führt früheres Mähen auf Grund der wärmeren Frühjahrsstemperaturen durch direkte (Ausmähen) und indirekte (ungünstige Habitatstruktur) Effekte zu einer höheren Gefährdung von Uferschnepfenküken (Kleijn et al. 2010, Senner et al. 2015). Ebenfalls in den Niederlanden stellten zu Beginn der 2000er Jahre Schekkerman et al. (2006, 2009) fest, dass Uferschnepfenküken eine schlechtere Kondition und eine geringere Wachstumsrate aufwiesen als noch 20 Jahre zuvor, was mit einem erhöhten Sterberisiko einhergeht (Schekkerman et al. 2006). Ob die geringere Wachstumsrate mit einer geringeren Verfügbarkeit von Insekten als Nahrung korreliert ist wurde allerdings nicht untersucht. Die generelle drastische Abnahme von Insekten in Mitteleuropa (Hallmann et al. 2017) lässt dies aber plausibel erscheinen und Mielke (2015) fand einen positiven Zusammenhang des Überlebens von Uferschnepfenküken mit der sie umgebenden Insektenbiomasse.

Falls diese Szenarien zutreffen sind die Möglichkeiten des LIFE-Limosa Projekts diesen Entwicklungen entgegenzutreten nur begrenzt. Weder der globale CO<sub>2</sub>-Ausstoß in die Atmosphäre noch die europäische Landwirtschaftspolitik ließen sich durch lokal wirkende Maßnahmen ändern. Wir werden allerdings weiter dafür sorgen, dass auf den LIFE-Limosa-Flächen optimierte Habitate und ein möglichst geringes Verlustrisiko eine Umkehr des negativen Trends einleiten können.

## 7 Literatur

- Austen, M. & Hirons, G.J.M. 2011. Using anti-predator fences to increase wader productivity. *Conservation Land Management* 2011 (Autumn): 5-8.
- Bairlein, F. & Bergner, G. 1995. Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt* 116: 53-59.
- Beintema, A.J. 1995. Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. *Ringling & Migration* 16: 129-139.
- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Applied Ecol.* 24: 743-758.
- Beintema, A.J. & Visser, G.H. 1989. Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* 77: 169-180.
- Belting, B., Körner, F., Marxmeier, U. & Möller, C. 1997. Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolge von wiesenbrütenden Limikolen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 29: 37-50.
- 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.





- Boschert, M. 2018. Zur Bestandssituation des Großen Brachvogels *Numenius arquata* – Eine Fallstudie aus der badischen und elsässischen Oberrheinebene. Vogelwarte 56: 33-38.
- Bruns, H.A. 2013. Ehemaliges Katinger Watt mit den Teilflächen Naturinformationsareal und Eiderdammflächen. Jahresbericht 2013. Unveröffentl. Bericht, NABU Naturschutzzentrum Katinger Watt.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Côté, I.M. & Sutherland W.J. 1997. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conserv. Biol.* 11: 395-405.
- Coyle, H.E., Whitehead, S.C. & Baines, D. 2018. A review of Soft Rush *Juncus effusus* management for breeding waders. *Wader Study* 125: 190-194.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.
- Ebbinge, B.S. & Spaans, B. 2002. How do Brent Geese (*Branta b. bernicla*) cope with the evil? Complex relationships between predators and prey. *J. Ornithol.* 143: 33-42.
- Eikhorst W, Bellebaum J (2004) Prädatoren kommen nachts – Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 41: 81-89.
- Evans, K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
- Friedrich, G. & Bruns, H.A. 2001. Zum Schlupf- und Bruterfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf den Eiderdammflächen im Katinger Watt 2001 – mit Anmerkungen zu Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Unveröffentl. Bericht. NABU-Naturschutzzentrum Katinger Watt, Katingsiel.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eikhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S.R., Steffens, R., Vökler, F. & Witt K. 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A. et al. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114: 43-50.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. *Bird Study* 34: 87-91.



- 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.
- Hallmann, C.A. et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12: e0185809.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Mennebäck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel R 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Haverschmidt, F. 1963. The Black-tailed Godwit. Brill, Leiden.
- Hegyí, Z. & Sasvári, L. 1998. Components of fitness in Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* during the breeding season: do female body mass and egg size matter? *Ardea* 86: 43-50.
- Helmecke, A. & Hötker, H. 2008. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein – Farbberingung. Bericht 2008. Unveröffentl. Ber. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Helmecke, A., Hötker, H., 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.
- Hötker H, Jeromin H & Thomsen K-M 2012: Habitatmodell Uferschnepfe. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- 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.
- Jeromin, H. 2006. Der "Feuerwehrtopf" für Wiesenvögel - ein erfolgsorientierter Ansatz beim Vertragsnaturschutz. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 31: 183-189.
- Jeromin, H., Jeromin, K., Blohm, R. & Militzer, H. 2014. Untersuchung zur Prädation im Zusammenhang mit dem Artenschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Jeromin, H., Meyer, N. & Evers, A. 2016. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2016 - Erprobung und Weiterentwicklung eines Artenschutzprogramms -. Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.



- Jonas, R. 1979. Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Vogelwelt 4: 125-136.
- Junker, S., Düttmann, H. & Ehrnsberger, R. 2004. Telemetrie an Kiebitz- und Uferschnepfenküken in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch) 2004). Unveröffentl. Bericht. Naturwiss. Ver. Osnabrück, Osnabrück.
- Kentie, R., Both, C., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. Ibis 157: 614-625.
- Kentie, R., 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.
- Kubelka, V., Sálek, M., Tomkovich, P.S., Végvári, Z., Freckleton, R.P. & Székely, T. 2018. Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. Science 362: 680-683.
- Laidlaw, R.A., Smart, J., Smart, M.A. & Gill, J.A. 2013. Managing a food web: impacts on small mammals of managing grasslands for breeding waders. Animal Conserv. 16: 207–215.
- Laidlaw, R.A., Smart, J., Smart, M.A. & Gill, J.A. 2015. Influence of landscape features on nest predation rates of grassland-breeding waders. Ibis 157: 700-712.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, København.
- Malpas, L.R., Kennerley, R.J., Hirons, G.J.M., Sheldom, R.D., Ausden, M., Gilbert, J.C. & Smart, J. 2013. The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. J. Nature Conserv. 21:37-47





- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2017. Bericht 2017: 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/lifelimosalife\\_limosa\\_report\\_2017.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalife_limosa_report_2017.pdf).
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2016. Beeinflussen Nestkameras den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*. Ber. Vogelwarte Hiddensee 23: 47-57.
- Schaub, M. & Salewski, V. 2006. Fang-Wiederfang-Statistik zur Schätzung von Überlebensraten und anderer Parameter – Theorie und Beispiele. Ber. Vogelwarte Hiddensee 17: 23-31.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2006. Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* under 'mosaic management', an experimental agri-environment scheme in The Netherlands. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 131-136.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. J. Applied Ecol. 45: 1067-1075.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2009. Mortality of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. J. Ornithol. 150: 133-145.
- Schekkerman, H. & Visser, G.H. 2001. Prefledging energy requirements in shorebirds: energetic implications of self-feeding precocial development. Auk 188: 944-957.
- Schoppenhorst, A. 1996. Auswirkungen der Grünlandextensivierung auf den Reproduktionserfolg von Wiesenvögeln im Bremer Raum. Bremer Beitr. Naturkunde Naturschutz 1: 117-125.
- Schroeder, J. 2010. Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Schröpfer, R., Ramme, S., Forell, V., Homuth, M. & Bjedov, L. 2006. Besiedlungsstrategien von Pionierarten der Arcivolidae auf Fluss-Inseln, unter besonderer Berücksichtigung des Phänomens der Überflutung. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 199-206.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. Corax 18 (Sonderheft 2): 55-66.
- Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Just when you thought you knew it all: new evidence for flexible breeding patterns in Continental Black-tailed Godwits. Wader Study 122: 18-24.
- Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B. & Sutherland, W.J. 2010. Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. Conserv. Biol. 24: 820-829.



- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Corax 16: 153-172.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- Südbeck, P. & Krüger, T. 2004. Erhaltungssituation und erforderliche Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel in Niedersachsen – Bilanz und Ausblick. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 41: 106-125.
- Swennen, C. 1989. Gull predation upon eider *Somateria mollissima* ducklings—destruction or elimination of the unfit? Ardea 77:21-45.
- Teunissen, W., Schekkerman, H. & Willems, F. 2006. Predation on meadowbirds in The Netherlands – results of a four year study. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 137-143.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F. & Majoor, F. 2008. Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. Ibis 150: 74-85.
- Thorup, O. 2018a. Conservation studies of Ruff (*Calidris pugnax* – Kampfläufer) and Baltic dunlin (*Calidris alpina* – Alpenstrandläufer) in Schleswig-Holstein. Unveröffentl. Bericht.
- Thorup, O. 2018b. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. Wader Study 125: 175-189.
- 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.
- Werner, M., Theiss, H., Pohlmann, P. & Kilian, J. 2017. Ein Funke Hoffnung für den Kiebitz? Ergebnisse eines Schutzprojektes auf Ackerflächen in Südhessen. Vogel und Umwelt 22: 81-96.
- 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.