



LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2019:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limoso

Bericht 2019:

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

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

Kontakt:

Michael-Otto Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

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

✉: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
	Abstract	2
2	Einleitung	4
3	Untersuchungsgebiete und Methoden	5
	3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen	5
	3.2 Bestandsmonitoring	6
	3.3 Reproduktionsmonitoring	6
	3.3.1 Feldarbeit	6
	3.3.2 Statistik	7
4	Ergebnisse	9
	4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe	9
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)	12
	4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)	14
	4.1.3 Ockholmer Vordeichung (03-OcV)	14
	4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK)	16
	4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN)	18
	4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS)	20
	4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)	22
	4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)	24
	4.1.9 Eiderstedt (09-Eid)	24
	4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ)	27
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980	30
	4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe	32
	4.3.1 Gelegemonitoring	32
	4.3.2 Kükentelemetrie	40



4.3.3 Bruterfolg	43
4.3.4 Kükenwachstum	43
4.3.5 Beringung	45
5 Diskussion.....	48
6 Fazit	55
7 Literatur	56



1 Zusammenfassung

Im Jahr 2019 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 329 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich im Beltringharder Koog (104), in den Speicherkögen Süd (99) und Nord (42), sowie im Rickelsbüller Koog und im Eiderästuar (jeweils 36). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung, Eiderstedt/Poppenbüll West und Alte-Sorge-Schleife brüteten 2019 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (1,8) und Beltringharder Koog (1,8) und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar (1,7). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare nur im Beltringharder Koog langfristig deutlich zunimmt, in den anderen aber zumeist einen negativen Trend aufweist.

In vier Projektgebieten wurden 2019 insgesamt 110 Uferschnepfengelege gefunden. Im Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog, im Beltringharder Koog und in Poppenbüll Ost, betrug die durchschnittliche Schlupfwahrscheinlichkeit über die gesamte Saison nach *nest survival*-Modellen (Programm MARK) 44%, 40%, 23% und 5%. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 49 Gelegen konnten Fuchs (6), Marderhund (5) und Iltis (3), als Prädatoren identifiziert werden. Im Adenbüller Koog gingen zum ersten Mal mehr Gelege durch Viehtritt verloren (3) als durch Prädation (2).

Im Speicherkoog Süd wurden acht von 29 mit Telemetriesendern versehene Küken flügge, im Adenbüller Koog war es drei von zwölf. Im Speicherkoog Süd verschwand der Sender in 14 Fällen spurlos und in vier Fällen fiel er vorzeitig von den Küken ab. Prädatoren konnten in keinem Fall bestimmt werden. Nach *nest-survival* Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden 37%. Im Adenbüller Koog verschwanden vier Sender spurlos und zwei fielen vorzeitig von den Küken ab. In einem Fall war der Prädator sicher ein Mäusebussard, in weiteren Fällen konnte der Prädator nicht bestimmt werden. Nach *nest-survival* Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden 32%.

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringharder Koog 0,22, im Speicherkoog Süd 0,93, im Ostermoor 1,20 und im Adenbüller Koog 0,91 flügge Küken/Revierpaar. Der zum Bestandserhalt angenommene Wert von 0,46



flüggen Küken/Revierpaar wurde außer im Beltringharder Koog in den Intensivgebieten deutlich übertroffen.

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 den Intensivgebieten auch nicht zu einem Anstieg des Bruterfolgs gekommen ist. Seit Projektbeginn war das Projektjahr das erste, in dem in den meisten Projektgebieten das Projektziel von einem Bruterfolg von $\geq 0,6$ flüggen Jungen/Brutpaar erreicht wurde. Auslöser dafür war sicher die ausgesprochene Mäusegradation in diesem Jahr. Möglicherweise traten diese Gradationen früher häufiger auf und sind heute zu selten, um regelmäßig einen zum Bestandserhalt nötigen Bruterfolg zu erreichen. Es ist zu erwarten, dass die meisten 2019 flügge gewordenen Uferschnepfen 2021 in die Brutgebiete zurückkehren werden. Es wäre wünschenswert, wenn sie dann dort ihrerseits geeignete Habitate und optimale Voraussetzungen für ein erfolgreiches Brüten antreffen könnten. Daher wird auch weiterhin 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 2019. 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, 329 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Beltringharder Koog (104), Speicherkoog Süd (99) and Nord (42), Eiderästuar (36) and Rickelsbüller Koog Nord (36). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (1,8 breeding territories/10ha), Beltringharder Koog (1,8) and Eiderästuar/Eiderdammflächen (1.7). Lower densities in some key areas suggest that grassland management could be improved to favour Black-tailed Godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 showed an increasing trend in Beltringharder Koog, but mostly decreasing trends in other areas.

In four areas subject to monitoring, a total of 110 clutches was found. Overall, hatching probabilities were 44% in Speicherkoog Süd, 40% in Adenbüller Koog, 23% in Beltringharder Koog and 5% in Poppenbüll Ost. Losses were mainly due to predation.



Trail-cameras at 49 clutches identified Red Fox (6), Raccoon Dog (5) and Polecat (3) as nest predators. In Adenbüller Koog three clutches were lost because of trampling by cattle.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 1.20 in Ostermoor, 0.93 in Speicherkoog Süd, 0.91 in Adenbüller Koog and 0.22 in Beltringharder Koog respectively. With the exception of Beltringharder Koog this is above the value of 0.46 that is assumed to be necessary to maintain a viable population in Schleswig-Holstein for the first time during the project. In Speicherkoog Süd, eight of the 29 chicks equipped with a radio tag fledged, and three out of twelve in Adenbüller Koog.

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

During the first six years of the project, black-tailed godwit habitat was optimized in the intensive management areas without an overall increase in numbers or an increase in breeding success. 2019 was the first year in which the project goal of breeding success of ≥ 0.6 fledgelings/breeding pair was achieved in most project areas. This was triggered by a pronounced vole outbreak in that year. These gradations may have occurred more frequently in the past and may be now too rare to regularly achieve sufficient breeding success. It is expected that most Black-tailed Godwits that fledged in 2019 will return in 2021, and it would be desirable if they could then find suitable habitat and optimal conditions for successful breeding. Therefore, it is recommended that measures for management of predators (fences around key breeding areas) and optimization of vegetation structure (establishment of meadows; creation of vegetation islands with a vegetation height >20 cm at time of hatching) be continued during the remaining time of the project.



2 Einleitung

Im Jahr 2019 fand die siebte 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 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.2¹; Salewski et al. 2013a). Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Weiterhin erfolgte 2019 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 (siehe unten) 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 (Wiedingharder Naturschutzverein), C. Ivens (Kotzenbüll), H. Jeromin (MOIN), W. Petersen-Andresen (LLUR), S. Stromberg (NABU Katinger Watt) und Stefan Wolff (Verein Jordsand). Der Bundeswehr und dem Team der WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd.

Farbringablesungen wurden 2019 außer von den Autoren auch von S. Arroyo Morcillo, N. Bekema, M. Chardí, D. Cimiotti, R. Cimiotti, J. Clausen, K. Dallmann, J.J. de Vries, K. de Jager, N. Dies, O. Ekelöf, Elias S. (Schutzstation Wattenmeer), R. Faber, J.M. Fernández Alfaro, M. Franken, G. Gerritsen, B. Hälterlein, R. Heidenreich, P. Hering, F. Hofeditz, J. Hooijmeijer, H. Hötker, L. Jomat, A. Kant, J. Kramer, C. Longo, J. Melter, N. Meyer, G. Müller, H.H. Müller, A. Ottmann, J. Pieper, M. Povel, J. Ramos, I. Robbe, J.-G. Robin, F. Salmon, W. Tijssen, S. Tillmanns, E. van der Velde und S. Wolff gemeldet.

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

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die zehn Projektgebiete (Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (8) und in der Eider-Treene-Sorge Niederung (2). Sie werden im Detail von Hemmerling & Miller (2011) und Salewski et al. (2013b) beschrieben und umfassen insgesamt eine Fläche von etwa 23 000 ha. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitaten sind auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen (www.life-limosa.de). Für das Brutgeschehen 2019 relevante umfangreichere Maßnahmen fanden 2018/19 im Rickelsbüller Koog (01-RIK) und im Speicherkoog Nord (05-SPN) statt.

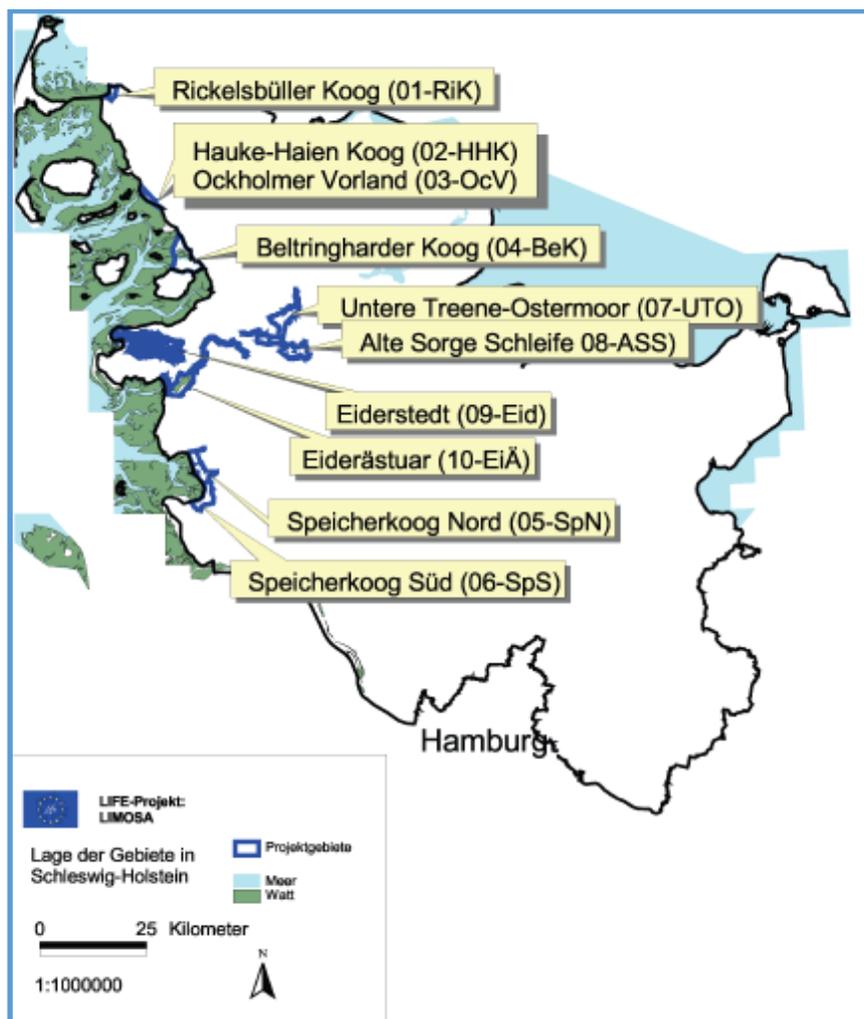


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limosa-Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).



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.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr (2018) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate λ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2018} = N_{2019} / N_{2013 \text{ oder } 2018}$$

N: Anzahl der Revierpaare.

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

3.3 Reproduktionsmonitoring

3.3.1 Feldarbeit

In drei Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Anfang April und Mitte Juni intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. Im Gebiet Untere Treene-Ostermoor, 07-UTO fand die Suche wegen nur fünf vorhandener Brutpaare in unübersichtlichem Gelände sehr eingeschränkt statt; es konnte kein Gelege gefunden werden. Dafür wurden erstmals eine Reihe von Uferschnepfengelegen ohne großen zeitlichen Aufwand im Gebiet Poppenbüll-Ost gefunden und mit Kameras ausgestattet.

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 49 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.



Zu Beginn des Projekts war Kritik an der Installation der Kameras geäußert worden, da sie mutmaßlich Prädatoren anlocken und so den Schlupferfolg verringern können. Dies war nach Untersuchungen in der Brutsaison 2014 nicht der Fall (Salewski & Schmidt 2016), was aber die Kritik nicht verstummen ließ, da sich während des Projektverlaufs Lernprozesse und Traditionsbildung erst nach mehreren Jahren auswirken könnten. Wir beschlossen daher schon früh, den Test, ob Kameras den Schlupferfolg beeinflussen, nach fünf Jahren zu wiederholen, was 2019 der Fall war. Daher wurde in dieser Brutsaison im Beltringharder Koog und im Dithmarscher Speicherkoog Süd nur jedes zweite gefundene Gelege mit einer Kamera ausgestattet. Die Gelege ohne Kameras dienten als Kontrollgelege. Gelege auf beweideten Flächen und innerhalb von Gelegeschutzzäunen wurden bei der Auswertung weder als Kamera- noch als Kontrollgelege berücksichtigt. Das Monitoring der Kamera- und der Kontrollgelege erfolgte in gleicher Weise und bei der anschließenden Auswertung wurden die Daten der Kameras ignoriert. Es ergab sich erneut, dass die Kameras keinen negativen Einfluss auf den Schlupferfolg hatten und sich bedenkenlos zum Gelegemonitoring einsetzen lassen (Salewski & Schmidt, in Vorber.).

Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd 29 und im Adenbüller Koog zwölf 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. Zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ dienten sechs Modelle: Während ein Modell von einer unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen den Gebieten (G) ausging [$\Phi_{(G)}$], nahm das andere an,

dass es solche Unterschiede nicht gab [$\Phi_{(.)}$]. Zusätzlich wurden für diese beiden Modelle einmal 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 sechs Modelle, die der Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der besenderten Küken dienten, entsprachen denen, mit denen auch die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege geschätzt wurde. Ferner wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Küken bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit x bis zum Flüggewerden überlebt, beträgt somit x^{27} .

Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung des Reproduktionserfolgs auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberingung von adulten Uferschnepfen und Küken 2019 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 Cormack-Jolly-Seber-Modellen 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 (a_2). Sie werden mit $\Phi_{(a_2*t)}p_{(a_2*t)}$, $\Phi_{(a_2*T)}p_{(a_2*T)}$ und $\Phi_{(a_2)}p_{(a_2)}$ bezeichnet. Ein mit dem Programm Release in MARK durchgeführter *goodness-of-fit*-Test war nicht signifikant ($p > 0,05$) und zeigte damit, dass die Daten die Voraussetzungen zur Anwendung von Fang-Wiederfangmodellen erfüllten (Schaub & Salewski 2006).

Akaike's Informationskriterium für kleine Stichproben (AIC_c) diene bei allen Auswertungen dazu, die Modelle zu vergleichen. Jedes Modell bekommt dabei einen Wert zugewiesen (zur Berechnung siehe Burnham & Anderson 2002). Das Modell mit dem



kleinsten AIC_c -Wert ist das Modell, das durch die Daten am besten gestützt wird. Ist die Differenz zwischen dem „besten“ Modell und einem anderen Modell (ΔAIC_c) > 2 , wird davon ausgegangen, dass das „beste“ Modell deutlich stärker durch die Daten gestützt wird als das zu vergleichende Modell. Zusätzlich wird das AIC_c -Gewicht berechnet, welches die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell das beste Modell ist.

4 Ergebnisse

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limoso-Maßnahmenflächen konnten 2019 insgesamt 329 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und in der Nähe der Fläche Poppenbüll Ost zusammen neun weitere Reviere hinzu, die sich zwar nicht in den Maßnahmenflächen, aber in deren unmittelbarer Nähe befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies eine Abnahme um zwei Revierpaare auf den Maßnahmenflächen (Abb. 2) bzw. um drei Revierpaare bei Mitberücksichtigung der Paare in der Nähe der Maßnahmenflächen in beiden Jahren. Bezogen auf das erste Projektjahr (2013) bedeutet dies einen Rückgang um 89 Revierpaare bzw. um 21% auf den Maßnahmenflächen. Auf den LIFE-Limoso-Maßnahmenflächen brüteten etwa 39% der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, deren Gesamtbestand 2018 auf 850 Paare geschätzt wurde (TRIM-Analyse; H. Hötker, unveröffentl. Daten).

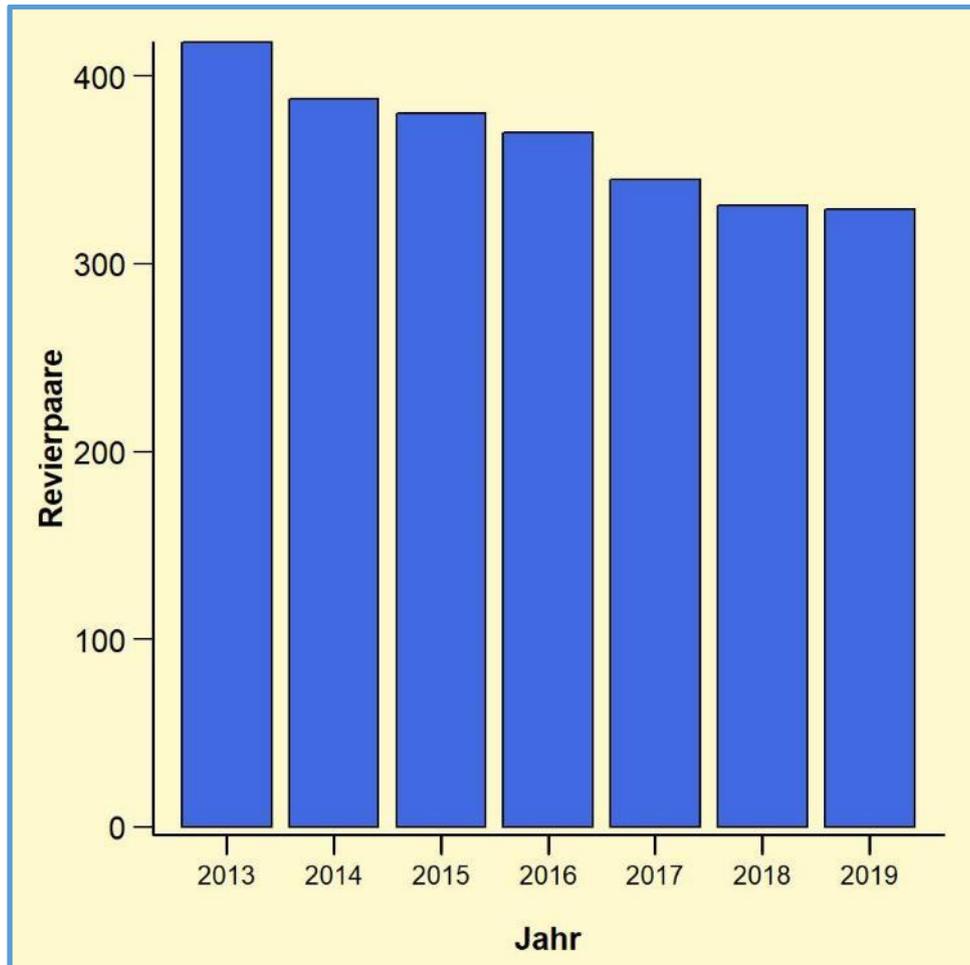


Abb. 2: Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten zwischen 2013 und 2019. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 15.

Wie in den Vorjahren wiesen der Beltringharder Koog (104 Revierpaare innerhalb der Maßnahmenflächen), die beiden Dithmarscher Speicherköge (Süd: 99, Nord: 42), das Eiderästuar/Katinger Watt (27) und der Rickelsbüller Koog (27) die meisten Revierpaare auf. Keine Reviere wurden in der Ockholmer Vordeichung, in Poppenbüll West, im Dithmarscher Eidervorland und im NSG Alte-Sorge-Schleife festgestellt. Wenn Gebiete mit nur einer geringen Anzahl (<20) von Brutpaaren nicht berücksichtigt werden, kam es bezogen auf das Vorjahr nur in den beiden Speicherkögen zu Zunahmen des Uferschnepfenbrutbestands (Tab. 1). Im Rickelsbüller Koog, im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und im Eiderästuar/Katinger Watt nahmen die Bestände zum Teil deutlich ab. Bezogen auf 2013 haben nur im Beltringharder Koog und, zahlenmäßig vernachlässigbar, im Speicherkoog Süd sowie in Poppenbüll Ost die Brutbestände zugenommen.

Die Dichteangaben sind zum Teil schwer zu interpretieren, da es sich bei einigen Gebieten (Ostermoor, Adenbüller Koog, Poppenbüll Ost) nicht um strukturell klar abgegrenzte Räume handelt, sondern um im Sinne des Wiesenvogelschutzes gemagte Flächen inmitten einer konventionell bewirtschafteten Agrarlandschaft. Die

höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (1,80 Paare/10 ha), im Beltringharder Koog (1,76 Paare/10 ha) und in Poppenbüll Ost (0,86 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 dort Dichten von 1,7 bzw. 1,9 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 und gutem Bruterfolg 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, 2018 und 2019 und warnender Paare im Juni 2019 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate λ beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison (λ 2013) bzw. auf das Vorjahr (λ 2018); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2018	Revierpaare 2019	Dichte 2019 [Revierpaare/10 ha] ^a	warnende Paare 2019	λ 2013 ^a	λ 2018 ^a
Rickelsbüller Koog	41	32	27	0,76	21	0,66	0,84
Hauke-Haien-Koog	10	0	3	0,2	-	0,30	-
Ockholmer Vordeichung	0	0	0	0	0	-	-
Beltringharder Koog	81	111 ^a (113)	104^a (106)	1,76	-	1,28	0,94
Speicherkoog Nord	90	35	42	0,48	41	0,47	1,20
Speicherkoog Süd	97	89	99	0,77	86	1,02	1,11
Ostermoor	15 ^a (23)	6	5	0,26	5	0,33 (0,22)	0,83
Alte-Sorge-Schleife	0	0	0	0	0	-	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^a (27)	19 ^a (25)	16^a (21)	1,80	18	0,64 (0,78)	0,84 (0,84)
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1 ^a	2 ^a (4)	5^a (7)	0,86	2	5 (7)	2,50 (1,75)
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	0	0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt	54	36	27	0,61 ^b	11 ^c	0,50	0,75
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	1	1	0,05	-	0,50	1
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	0	0	0	0	-	-
Summe	418^a(428)	331^a(341)	329^a(338)	-	-	0,79	0,99

^a innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 5, 11, 12).

^b siehe Text wegen unterschiedlicher Dichten in Teilflächen.

^c nur Eiderdammflächen (Abb. 13).



4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Mit 27 Uferschnepfenrevieren kam es im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (32 Reviere) wie auch im Vergleich zum Projektbeginn (41 Reviere) zu einer deutlichen Abnahme. Trotz des seit Projektbeginns schwankenden Bestands zeichnet sich somit seit 2013 ein negativer Trend ab.

Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich im zentralen Bereich (14 Revierpaare) und, neu, im Nordosten des Koogs (acht Paare, Abb. 3). Im Nordosten waren schon in den Vorjahren mit Landschilf bewachsene Bereiche in die Bewirtschaftung überführt worden, ohne dass es zu einem Anstieg der Revierpaarzahlen in diesem Bereich des Koogs gekommen war. Trotz der Abnahme der Revierpaare im Koog war dies 2019 erstmals der Fall. Zur Brutsaison 2019 erfolgte eine Mahd des Röhrichts in weiteren Bereichen im nordwestlichen Kooginneren, im nördlichen Randbereich des Koogs und auf einer kleineren Insel in einem größeren Gewässer. Möglicherweise hat die Mahd auf weiteren Flächen den Bereich für Uferschnepfen attraktiver gestaltet als es in den Vorjahren der Fall war, was die Bedeutung der Beweidung und Nachmahd von sonst mit Landschilf bewachsenen Flächen hervorhebt.

Im Süden des Koogs 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 Seeregenvögel *Charadrius alexandrinus*, Sandregenvögel *C. hiaticula* und Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*. Nachdem seit Projektbeginn keine Uferschnepfen im Bereich des neuen Polders gebrütet hatten, etablierten 2018 hier fünf Paare ein Revier. Im Berichtsjahr war es leider wieder nur noch ein Paar, das im Bereich des Polders brütete. Möglicherweise lag dies an dem niedrigen Wasserstand im Polder im Frühjahr, was zu einem erleichterten Zugang für Prädatoren und damit zu häufigeren Störungen geführt haben könnte (J. Hansen, pers. Mitt.).

Ab Ende Mai bis Anfang Juni warnten 21 Uferschnepfenpaare intensiv im Koog. Neun dieser Paare konnten mit mindestens 15 sehr großen Küken beobachtet werden. Auch wenn im Rickelsbüller Koog kein intensives Bruterfolgsmonitoring stattfindet, kann doch anhand der Beobachtungen davon ausgegangen werden, dass der Bruterfolg 2019 deutlich über dem in den Vorjahren lag (J. Hansen, pers. Mitt.).

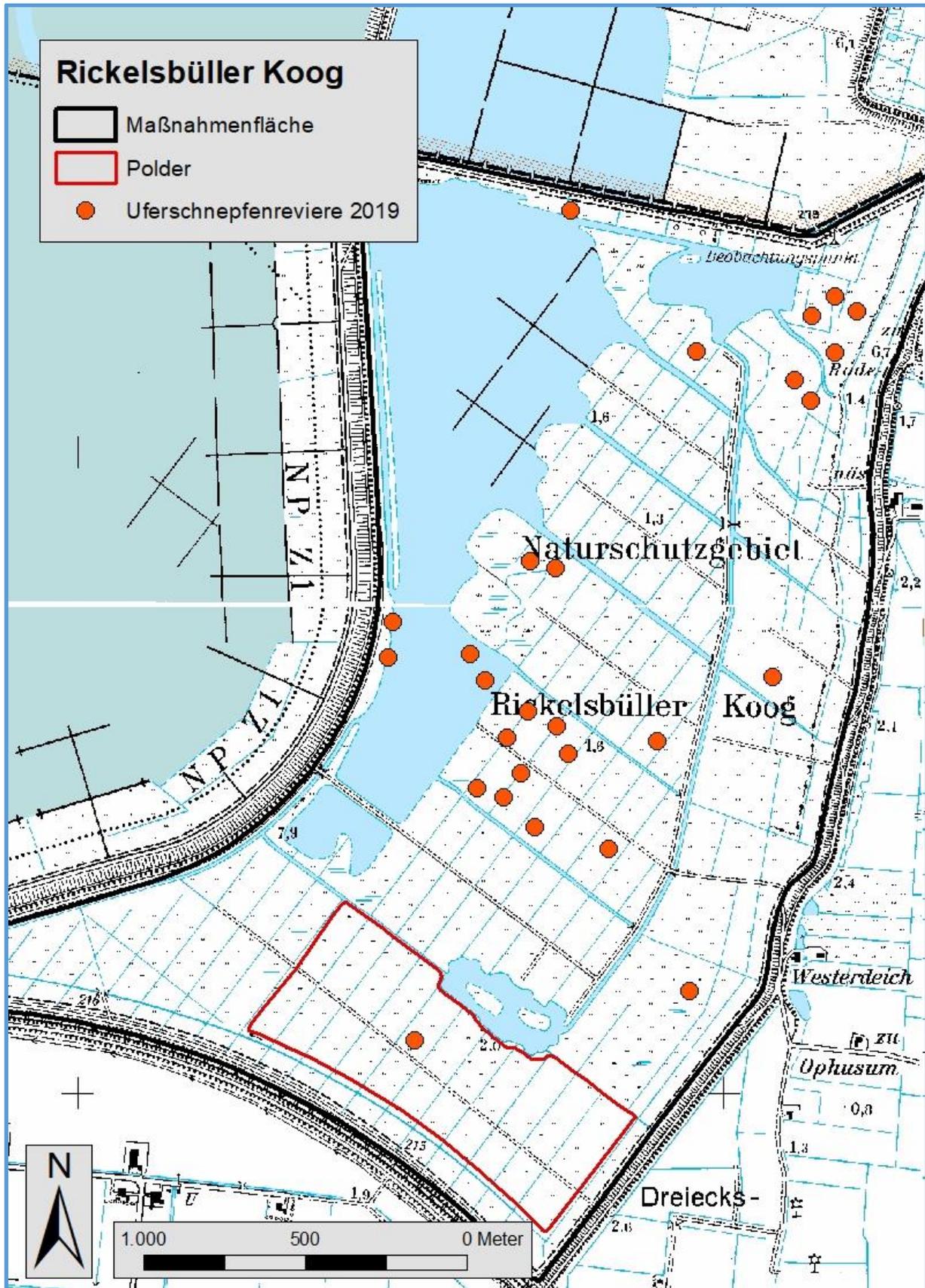


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2019. Zu beachten ist, dass die auf der Karte als Wasser gekennzeichneten Flächen nicht alle in der Brutzeit von Wasser bedeckt sind und daher Uferschnepfen auch im „Wasser“ Reviere etablieren können.



4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)

Im Hauke-Haien-Koog brüteten im Berichtsjahr erstmals nach 2016 wieder drei Uferschnepfenpaare. Zu Projektbeginn 2013 waren es noch zehn Paare gewesen. Die Bruten fanden auf dem schmalen Grünlandstreifen zwischen den Speicherbecken und der Landesstraße 191 statt (Abb. 4). 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 nur eine relativ geringe Fläche ein. Um den Hauke-Haien-Koog zu einem potentiell bedeutenden Brutgebiet für Wiesenvögel zu gestalten, müsste das Management, was Schilfnutzung und Beweidung betrifft, deutlich zugunsten der Ansprüche von Wiesenvögeln geändert werden. Dies würde vor allem die Schaffung großer zusammenhängender Grünlandflächen, ohne oder nur mit extensiver und spät einsetzender Beweidung bzw. mit späten Mahdterminen, bedeuten.

4.1.3 Ockholmer Vordeichung (03-OcV)

Im Gebiet Ockholmer Vordeichung brüteten 2019, wie auch in den vorangegangenen Projektjahren, keine Uferschnepfen. Steile Ufer von Gräben und Kleientnahmen bedingen, dass das dazwischenliegende Grünland sehr trocken ist. Das Gebiet ist zudem durch dichten Bewuchs mit Brennnesseln *Urtica dioica* und Disteln *Cirsium sp.* sowie die intensive Beweidung durch Schafe für Uferschnepfen ungeeignet. Eine Aufwertung des Gebiets für Wiesenvögel 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.



Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Hauke-Haien-Koog 2019.



4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 104 Revierpaaren innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 5) den höchsten Bestand und mit 1,76 Revieren/10 ha Grünland nach dem Adenbüller Koog die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf. Im Vergleich zum Vorjahr (111 Revierpaare) kam zu einer Abnahme um sieben Paare ($\lambda_{2018} = 0,94$). Die Revierpaarzahlen lagen jedoch immer noch deutlich über denen zu Projektbeginn ($\lambda_{2013} = 1,28$). Zwei weitere Reviere fanden sich südlich des Arlauspeicherbeckens innerhalb des Koogs, aber außerhalb der Projekt-Maßnahmenflächen (Abb. 5).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt. Schwerpunkte waren wie in den Vorjahren das Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ mit 31 Revierpaaren und vor allem das Teilgebiet „Salzwasserlagune“ mit 43 Revierpaaren. In letzterem 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 das damit verbundenen Zurückdrängen von Röhricht (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/16) für Uferschnepfen attraktiv gestaltet worden.

Die Verteilung der Revierpaare im Koog entsprach im Wesentlichen der in den Vorjahren. Lediglich im „SO-Feuchtgrünland“ kam es zu einer Abnahme von 20 Revierpaaren 2018 auf nur noch zwölf im Berichtsjahr, was der Abnahme der Revierpaarzahlen im Koog in etwa entspricht. Mit Ausnahme der unmittelbar südlich des Lüttmoordamms befindlichen Flächen war der Wasserstand wegen geringer Niederschlagsmengen bereits im Januar für die Jahreszeit deutlich zu niedrig gewesen. Weite Bereiche, inklusive Gruppen, kleinere Gräben und einer großen Blänke, waren Ende April weitgehend trocken. Wegen der Trockenheit im Jahr 2018 hatte sich im Hauptteil des SO-Feuchtgrünlandes auch die Vegetationsstruktur verändert (insgesamt mehr höherwüchsige Vegetation, zugewachsene Gruppen). Da dieser Bereich nicht gemulcht wird, könnte er wegen einer Kombination aus niedrigen Wasserständen und höherer Vegetation für Uferschnepfen weniger attraktiv gewesen sein als in den Jahren zuvor.

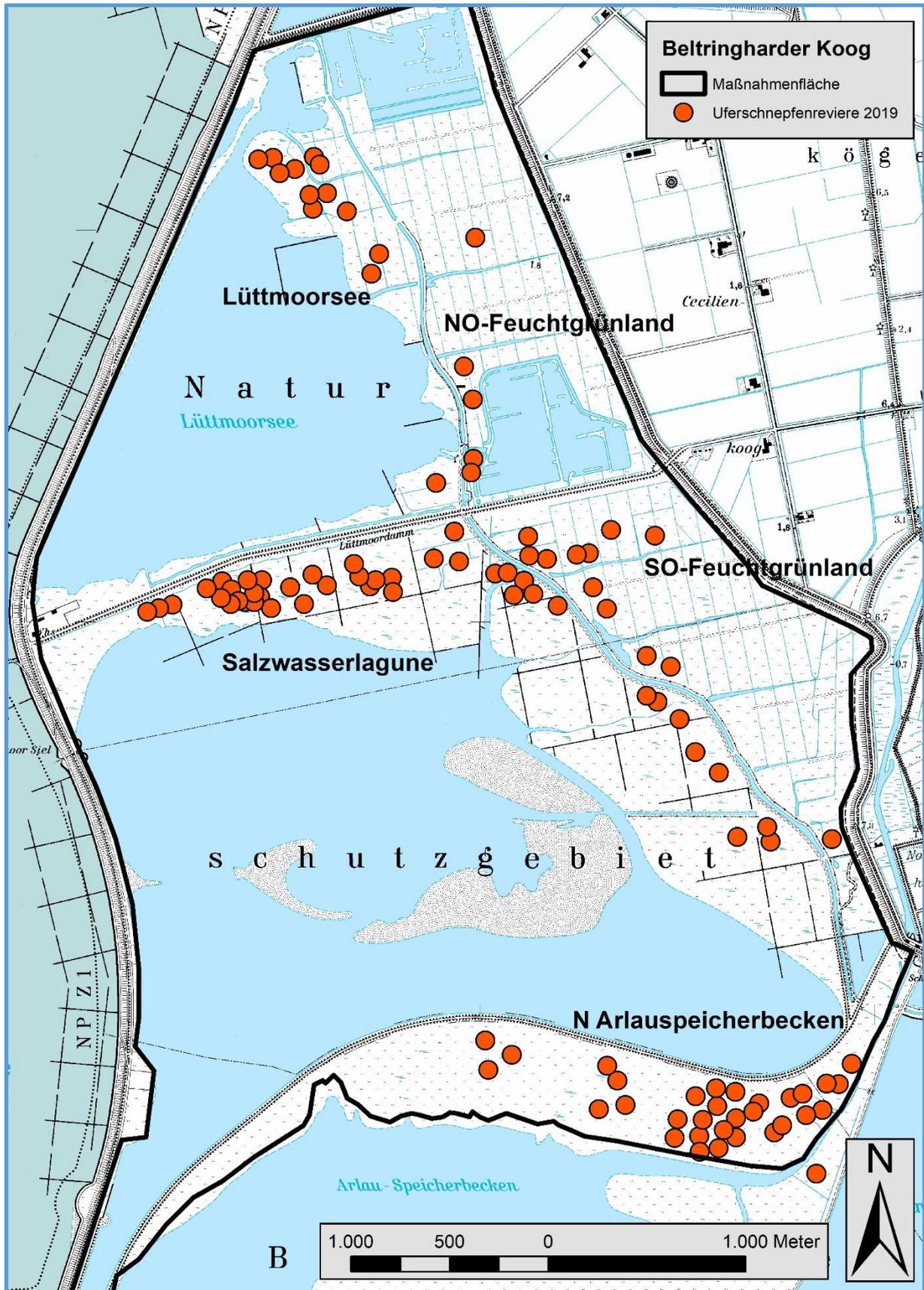


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2019.



4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten 2019 42 Uferschnepfenreviere festgestellt werden. Zum ersten Mal seit Projektbeginn kam es damit in einer Saison nicht zu einer Abnahme bezogen auf das Vorjahr und der rapide Rückgang seit 2013 könnte beendet sein. Bezogen auf das erste Projektjahr ist es allerdings immer noch zu einer Abnahme der Revierpaare um 53% gekommen ($\lambda_{2013} = 0,47$; Tab. 1).

Die meisten Reviere fanden sich wieder im Nordosten und im Südosten des Koogs, u.a. auch in Bereichen, aus denen durch Zäune das Weidevieh ausgeschlossen ist (Abb. 6). Hier kam es im Vergleich zum Vorjahr zu leichten Zunahmen der Revierpaarzahlen. Der zentrale Bereich südlich des Transportdamms war jedoch, im Gegensatz zu den Jahren 2013 bis 2015 (Salewski et al. 2013a, 2014, 2015), wieder weitgehend frei von Uferschnepfen, obwohl hier vor der Brutsaison 2018 umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung vorgenommen worden waren. Dies war auch in den Bereichen nördlich des Transportdamms der Fall, wo es zu einer Zunahme der Revierpaare von fünf (2018) auf neun (2019) gekommen war. 2013 hatten hier allerdings noch 22 Uferschnepfenpaare ein Revier etabliert.

Im Südosten des Koogs hatte sich die Beseitigung einer 1060 m langen Baumreihe auf einer Fläche, die 2015 durch Mahdgutübertragung weiter optimiert worden war, positiv auf das Ansiedlungsverhalten der Schnepfen ausgewirkt. Die Bereiche unmittelbar vor der 2014 beseitigten Baumreihe, die in den 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 gingen auch in diesem Bereich die Brutpaarzahlen von 25 (2016) auf 19 (2019) zurück. 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, fand sich 2019 nur ein Uferschnepfenpaar.

Der Bruterfolg war in der Berichtssaison im gesamten Koog wahrscheinlich gut, wenn auch keine genauen Zahlen dazu vorliegen. Die hohe Zahl von warnenden, Küken führenden Paaren (41 von 42 Revierpaaren, Tab. 1) weist zumindest auf einen außergewöhnlich guten Schlupferfolg hin. Von besonderer Bedeutung ist aber auch, dass erneut mehrere Kampfläuferweibchen im Speicherkoog Nord zur Brut schritten (Thorup 2019).

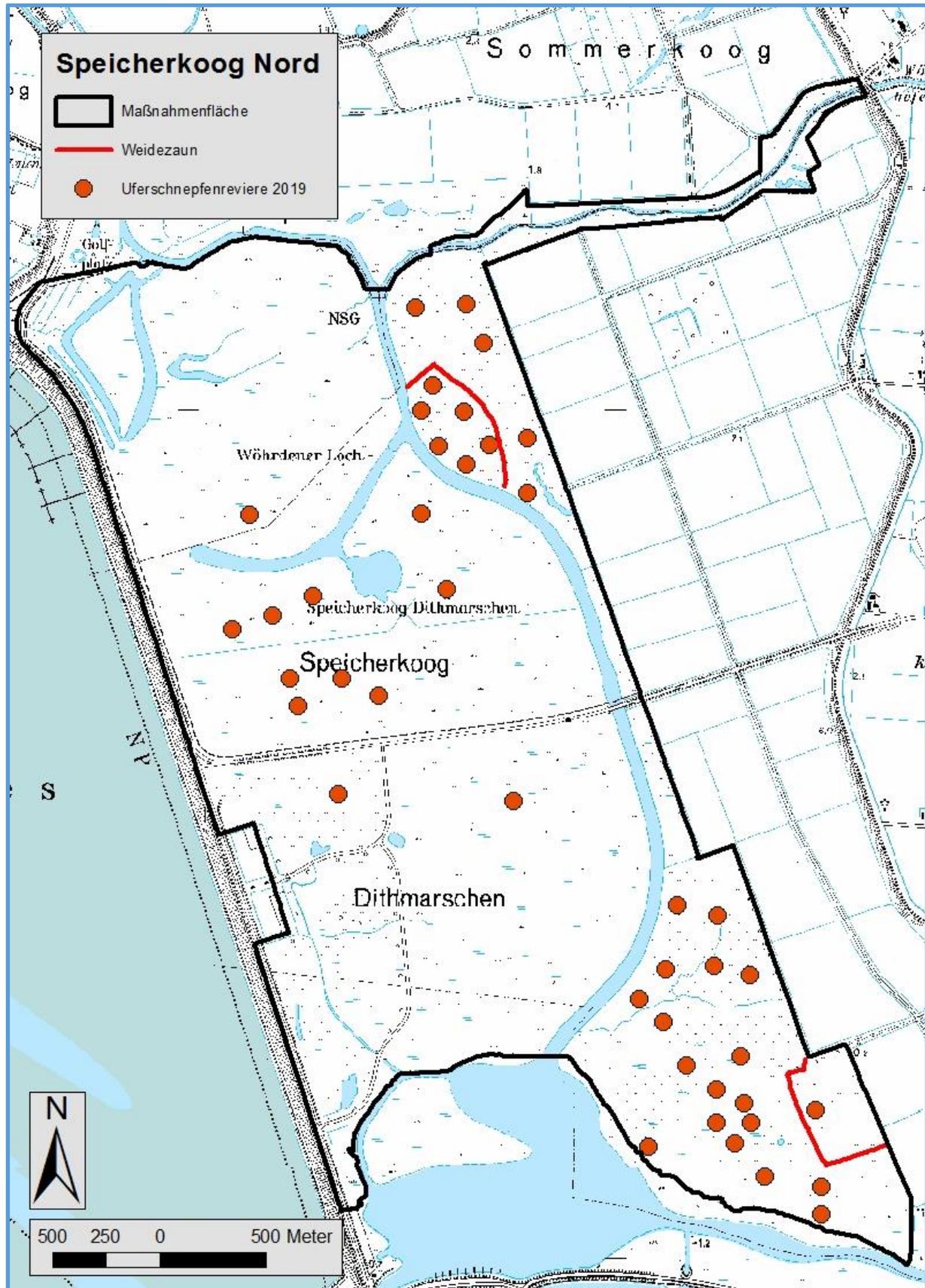


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2019.



4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Im Speicherkoog Süd war es 2018 zu einem deutlichen Einbruch der Revierpaarzahlen von 113 (2017) auf 89 (2018, Salewski et al. 2018) gekommen, ohne dass hierfür ein Grund ersichtlich gewesen wäre. Im Berichtsjahr konnten dann wieder 99 Revierpaare ermittelt werden. Die Siedlungsdichte lag allerdings mit 0,77 Revierpaaren/10 ha deutlich unter denen des Beltringharder Koogs und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Die relativ hohe Dichte (1,9 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (Abb. 7) 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. 7, siehe 4.3.1).

Die Zunahme der Revierpaarzahlen gegenüber dem Vorjahr ist, ebenso wie im Speicherkoog Nord, umso erstaunlicher, da sie im zweiten Jahr mit einer außergewöhnlichen Trockenheit erfolgte. Der Bruterfolg war in den Vorjahren gering gewesen und so kann nicht ausgeschlossen werden, dass zu einer Einwanderung von außerhalb gelegenen Gebieten mit weniger geeigneten Bruthabitaten gekommen war, in denen sich unter Umständen die Trockenheit noch negativer ausgewirkt hatte. Da Uferschnepfen in potentiellen Gebieten, aus denen eine Zuwanderung erfolgen könnte, aber nicht beringt werden, kann eine mögliche Zuwanderung auch nicht nachgewiesen werden.

Innerhalb des Koogs kam es zu einer Verlagerung der Dichteschwerpunkte, was ein Resultat der Trockenheit gewesen sein könnte. Während im ganzen Koog die Revierpaare um 11 % zunahm, kam es in den zentralen tiefer liegenden und damit auch im Trockenjahr 2019 noch etwas feuchteren Bereichen in und um das Speicherbecken zu einer Zunahme von 26 % gegenüber dem Vorjahr. Im höher gelegenen und damit trockeneren Barlter Sommerkoog kam es zu einer Abnahme der Revierpaarzahl um 47 % von 2018 auf 2019. Nicht besiedelt waren weiterhin große Flächen im Norden und vor allem im Süden des Koogs, die zum Teil intensiv durch Schafe beweidet werden. Ein angepasstes Beweidungsmanagement wäre hier wünschenswert, um zusätzliche geeignete Habitate für Wiesenvögel zu schaffen. Die Einebnung des Aushubs, der im Zentrum des Koogs bei der Anlage eines Gewässers angefallen war, würde eine an die Bedürfnisse von Wiesenvögeln ausgerichtete Management ermöglichen und die Attraktivität des Koogs für Wiesenvögel deutlich erhöhen. Darüber hinaus könnten wenige zusätzliche Stau an geeigneten Stellen (Ausläufe von Gruppen und Gräben in den Vorfluter) zu einer weiteren Vernässung führen und die Attraktivität des Gebiets für Wiesenvögel steigern. Das Prädationsrisiko, vor allem für 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. Durch eine an einem Gelege installierte Wildkamera konnte dies zum ersten Mal auch belegt werden (siehe unten). Eine zeitliche Anpassung der Bewirtschaftung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel wäre hier sehr wünschenswert.

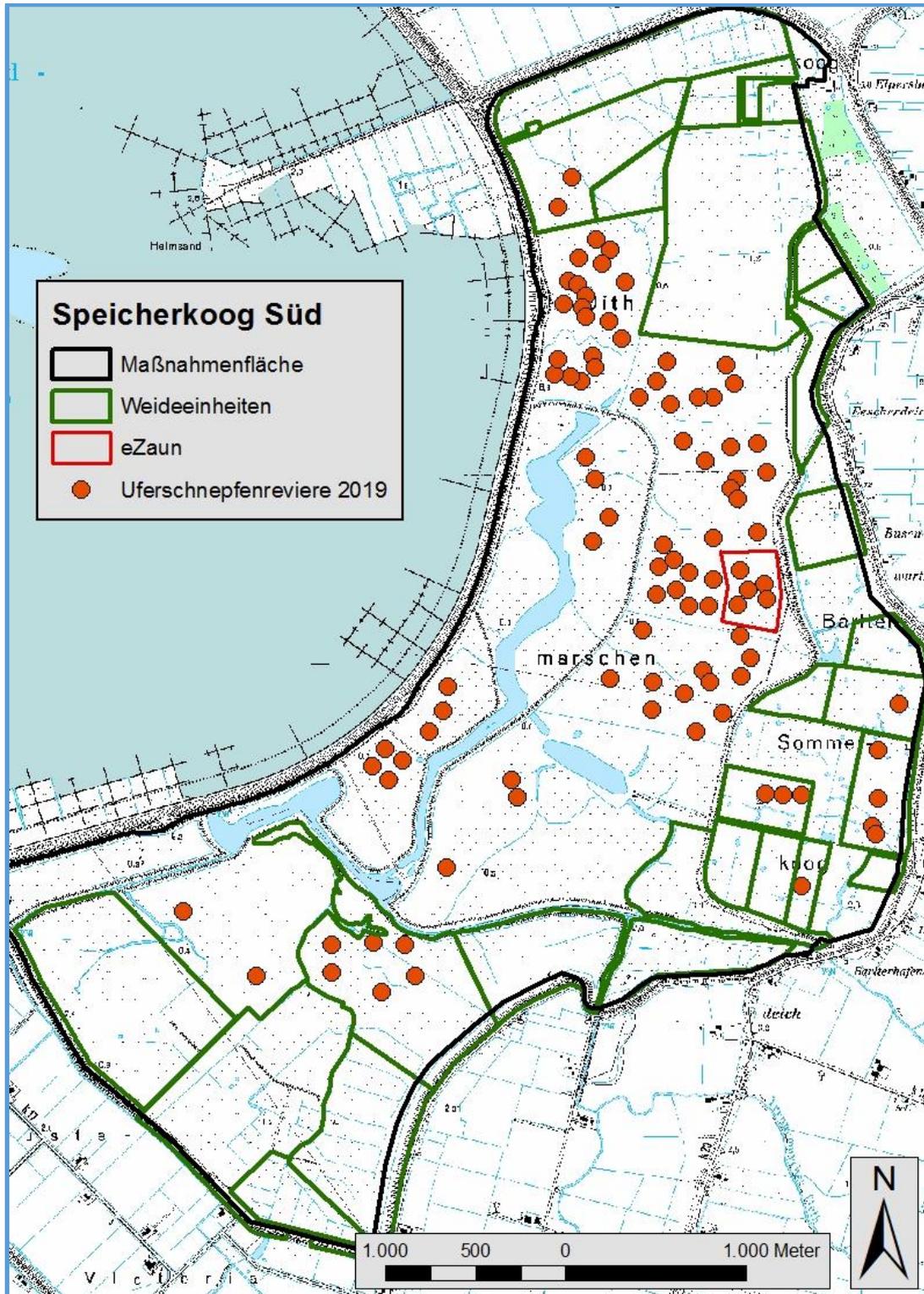


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2019.

Problematisch war im Hinblick auf die weitere Eignung des Speicherkoogs als Brut habitat für Wiesenvögel die Trockenlegung einiger großer Blänke durch Stichgräben (Abb. 8) und die Vertiefung langer Entwässerungsgräben. Die Bundeswehr hat inzwischen das Wiederverschließen der Abflüsse der betreffenden Blänke zugesagt.



Abb. 8: Durch einen Stichgraben entwässerte Blänke im Speicherkoog Süd. 13. Mai 2019.

4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2019 nur noch fünf Uferschnepfenreviere ermittelt. Im Gegensatz zu den meisten Vorjahren befanden sich alle Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen, die sich im Besitz der Stiftung Naturschutz befinden (Abb. 9). Im angrenzenden Nordfelder Koog und im Gehrlandskoog brüteten keine Uferschnepfen mehr. Der Bestand zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn anhaltenden abnehmenden Trend (Tab. 1). Ähnlich wie im Speicherkoog Nord ist die Ursache nicht erkennbar, da sich das Management der Flächen nicht wesentlich geändert hat, wenn von der Anlage der Polder 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. 9), der seither zur Brutsaison zusätzlich durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wird. Im südlichen Polder brütete 2019 ein Uferschnepfenpaar, während es außerhalb der Polder vier Paare waren (Abb. 9).

Der Bruterfolg war im Berichtsjahr sehr gut. Alle fünf Revierpaare zeigten im Juni durch ihr Warnverhalten an, dass sie Junge führten, und bei mehreren Begehungen konnten insgesamt sechs flügge Uferschnepfenküken beobachtet werden (siehe unten). Bei einer Begehung hielten sich dabei mindestens zwei flügge Küken im „Mittelblock“ nördlich des Süd- und westlich des Nordpolders auf, in einem Bereich, der ab 2019 erst spät in der Saison ab dem 15. Juni beweidet bzw. gemäht werden sollte. Zwei Uferschnepfenpaare warnten stark und zeigten das Vorhandensein von Jungen an. Trotz der späten Beweidung bzw. Mahd war hier die Vegetation nicht zu hoch und zu dicht, um den Bereich für Küken führende Uferschnepfen unattraktiv werden zu lassen.

Auf der dem Ostermoor gegenüberliegenden Nordseite der Treene hatte die Stiftung Naturschutz in einem Altarm des Flusses ebenfalls Maßnahmen zu hydrologischen Optimierung (Anlage einer Blänke) durchgeführt. Hier brüteten zwei Uferschnepfenpaare; mindestens vier Junge wurden flügge.

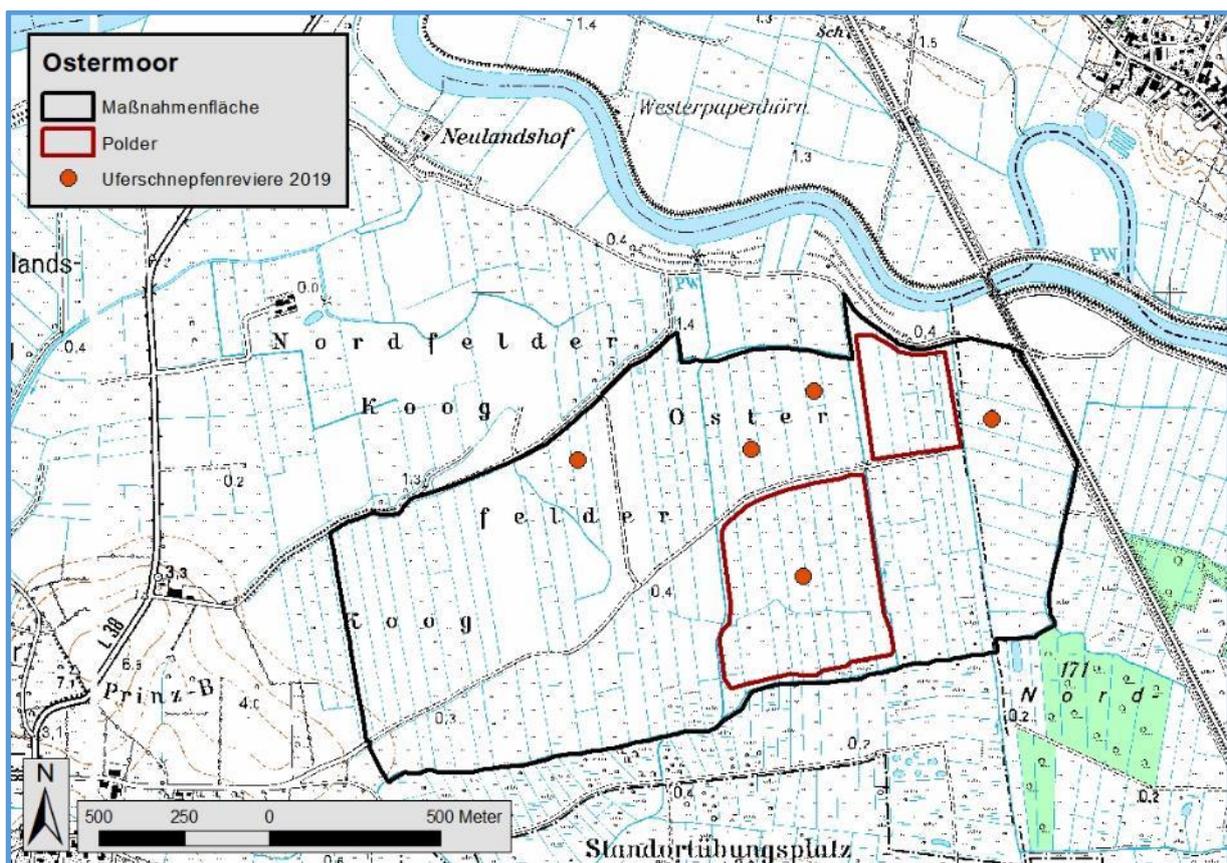


Abb. 9: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2019.



4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im NSG Alte-Sorge-Schleife brüteten im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Seit Projektbeginn hatten hier null bis drei Uferschnepfenpaare gebrütet. Anfang der 1990er Jahre war es zu einem Einbruch von 44 auf sieben 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* hatten 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.). Dies hat bisher aber nicht zu einer dauerhaften Wiederbesiedlung des NSG Alte-Sorge-Schleife geführt.

4.1.9 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 16 Uferschnepfenpaare ein Revier. Zusätzlich brüteten fünf Paare auf benachbarten Parzellen (Abb. 10). Damit nahm die Anzahl der Paare in den Maßnahmenflächen um drei und im gesamten Koog um vier Paare ab. Auffällig war wieder eine Reihe von Revieren im Grünland westlich der Maßnahmenflächen, wo in den Vorjahren nur einzelne Paare gebrütet hatten. 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 1,8 Revieren/10 ha, was die höchste Dichte in den Projektgebieten darstellt (Tab. 1).

Zum ersten Mal wurde auf den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog eine etwa 3,2 ha umfassende Mähwiese mit einem Geflügelzaun eingezäunt. Leider brütete im Berichtsjahr nur ein Uferschnepfenpaar auf dieser Parzelle, nachdem es 2018 noch fünf gewesen waren.

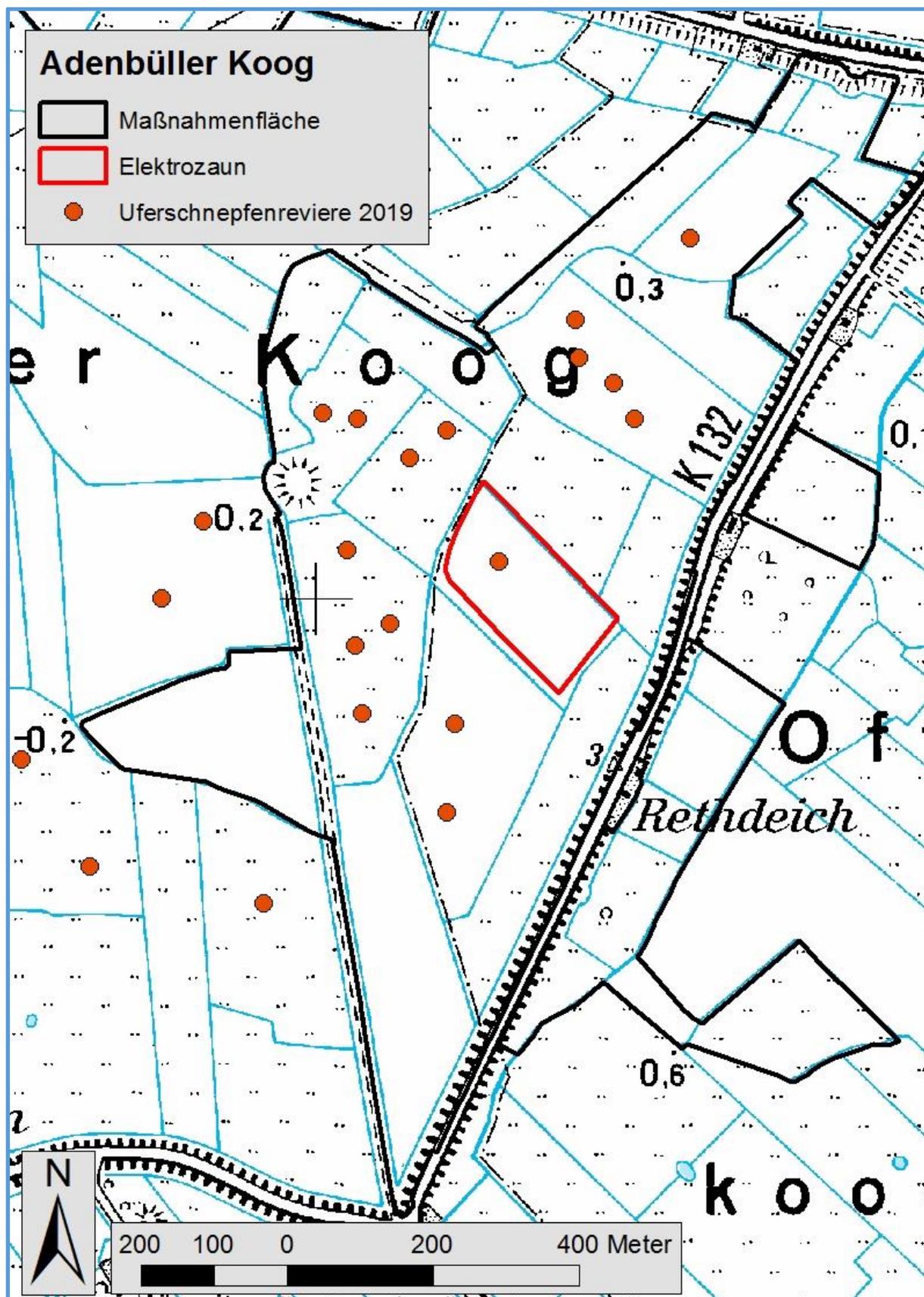


Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2019.

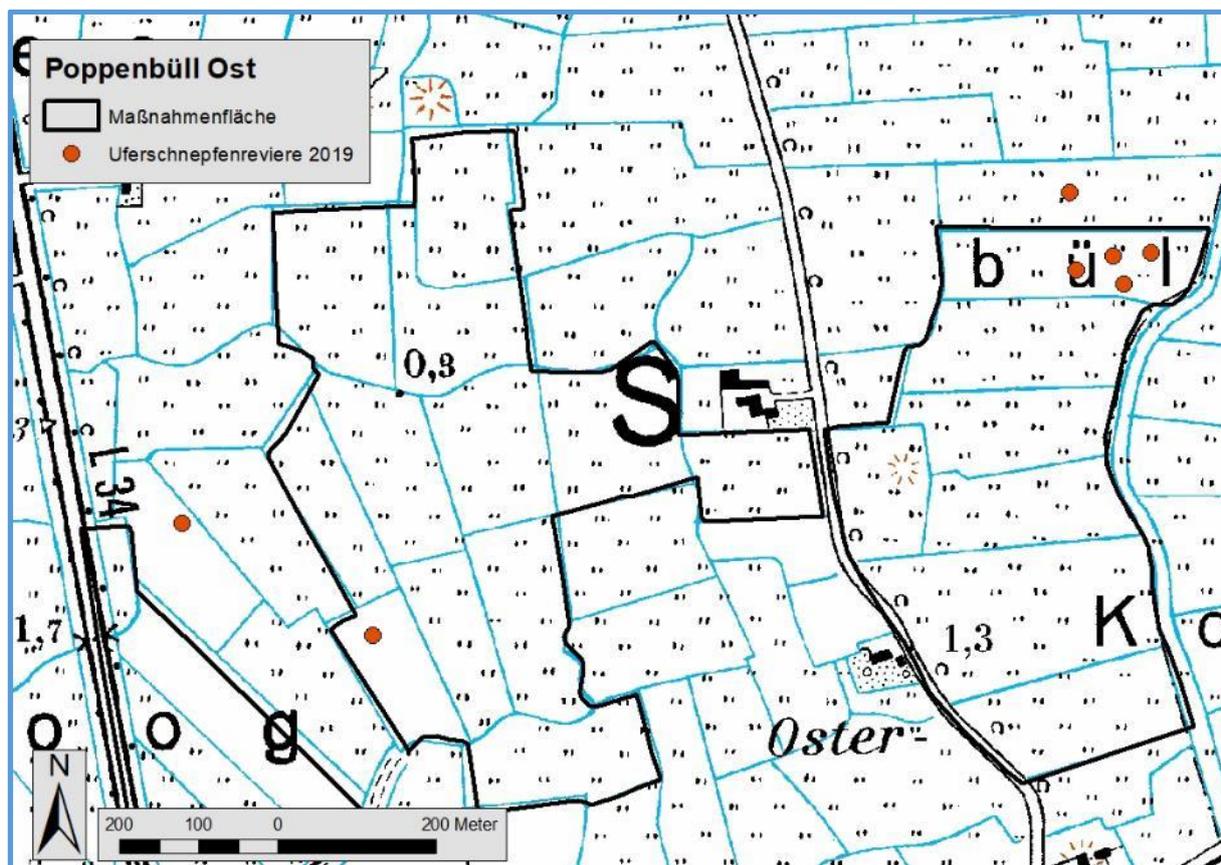


Abb. 11: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2019.

In der Fläche Poppenbüll Ost fanden sich fünf Reviere innerhalb sowie zwei Reviere außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 11), die flächenscharfe Zuordnung war bei letzteren jedoch schwierig. Fünf 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 Grüppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung des Bereichs hatte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen geführt. Im Frühjahr des Berichtsjahrs stand aufgrund der geringen Niederschläge während des vergangenen Winters nur relativ wenig Wasser im 2015/16 angelegten Polder im Nordosten der Maßnahmenfläche. Allerdings etablierten hier gleich vier Uferschnepfenpaare je ein Revier, deren Gelege auch gefunden werden konnten. Im Gegensatz zu den Vorjahren brüteten damit die Schnepfen erstmals in größerer Zahl in den Maßnahmenflächen und nicht auf den benachbarten Parzellen, wo z. T. die Gefahr des Ausmähens bestand. Es muss zunächst offen bleiben, ob der niedrigere Wasserstand im Polder im Frühjahr diesen erst attraktiv für revieretablierende Uferschnepfen erscheinen ließ und sie deswegen nicht in der benachbarten, aber nicht zur Projektkulissen gehörenden Mähwiese brüteten. In den nächsten Jahren wird hier der Zusammenhang zwischen Wasserstand und Lage der Uferschnepfenreviere und der Neststandorte besondere Beachtung finden. Vorteilhaft auf die Attrakti-

vität des Gebiets könnte sich auch die 2019 erfolgte Reduzierung der Beweidung unmittelbar vor und zur Brutzeit ausgewirkt haben, nachdem in den Vorjahren, auch durch das nicht abgesprochene Zusammenlegen von Flächen, die gewünschte Zahl an Rindern gelegentlich deutlich überschritten worden war. Da im Polder fünf von sechs der gefundenen Gelege Prädatoren zum Opfer fielen, würde sich die Installation eines Gelegeschutzauns anbieten.

Im Gebiet Poppenbüll West brüteten 2019 erneut keine Uferschnepfen.

4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Gebiet Katinger Watt konnten 2019 nur noch 27 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 13), nachdem es im Vorjahr noch 36 ($\lambda_{2019}=0,75$) gewesen waren. Im Vergleich zum Projektbeginn (54 Revierpaare) hat sich damit der Bestand halbiert (Tab. 1), ohne dass dafür ein ersichtlicher Grund vorhanden wäre (siehe aber 4.3.3 Bruterfolg). Offensichtlich negative Veränderungen in der Habitatkulisse haben nicht stattgefunden und Managementmaßnahmen wie Schilfmahd und Beseitigung von Büschen sollten eher einen positiven Effekt auf Wiesenvögel gehabt haben.

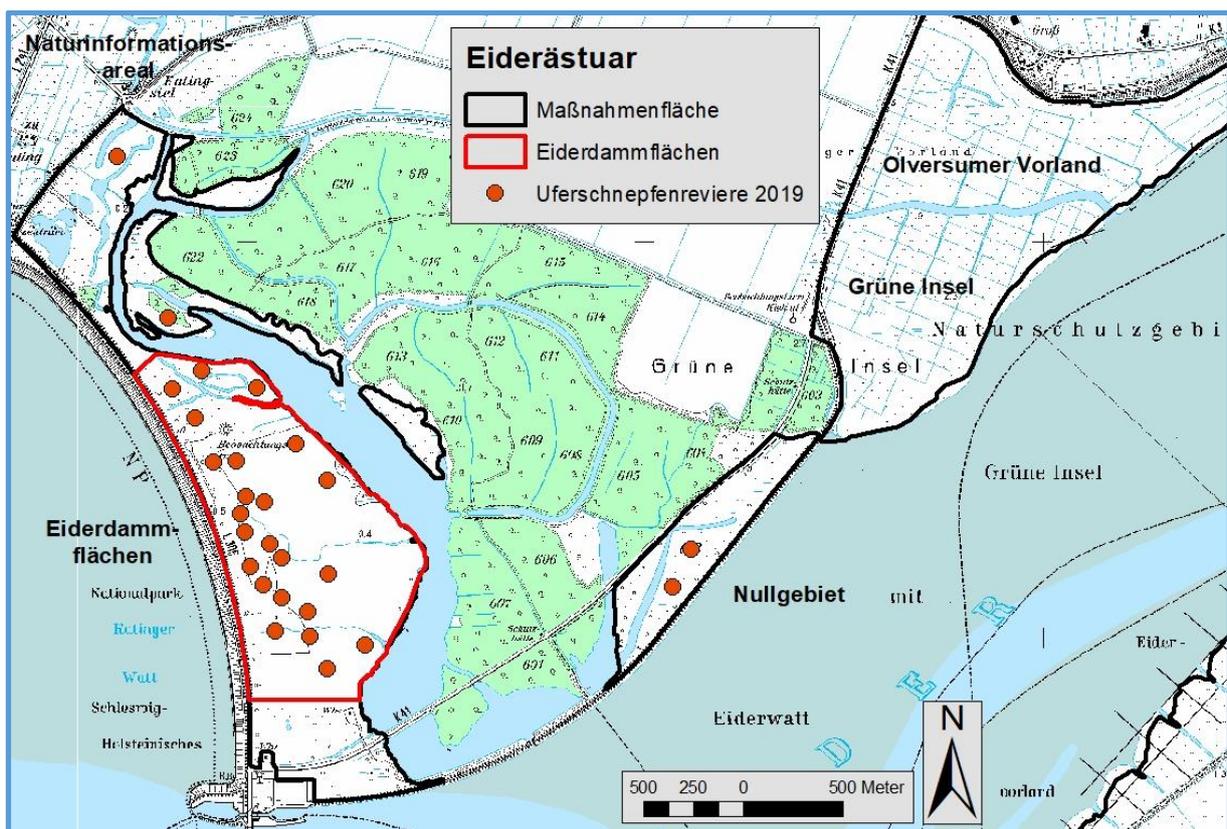


Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2019.



Die einzelnen Teilflächen im Katinger Watt wiesen jedoch große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Teilgebieten „Olversumer Vorland“ und „Grüne Insel“ fanden sich wiederum keine Uferschnepfenreviere. Dies überrascht, da diese Flächen im zeitigen Frühjahr in der Regel optimal vernässt sind, im Berichtsjahr war allerdings auch hier nach dem zweiten trockenen Frühjahr der Wasserstand zu niedrig. Durch ihre reich strukturierte Vegetation erscheinen die Gebiete für Wiesenvögel gut geeignet. Nach einer Überweidung im Vorjahr war dies aber im Hinblick auf die Vegetationsstruktur 2019 nur bedingt der Fall. Im „Naturinformationsareal“ brüteten ein und im „Nullgebiet“ zwei Uferschnepfenpaare. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (23) wiesen die Eiderdammflächen auf (Abb. 12). Allerdings fanden hier auch die höchsten Bestandseinbrüche statt, nachdem dort 2018 noch 31 und 2017 29 Uferschnepfenpaare gebrütet hatten. Auf den Eiderdammflächen erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha² mit 1,7 Revieren/10 ha aber immer noch einen relativ hohen Wert im Vergleich mit den anderen Projektflächen (Tab. 1).

Im Oldenswörter Vorland etablierte sich 2019, wie schon in den Vorjahren, ein Uferschnepfenpaar im nördlichen Bereich (Abb. 13). 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 2019 keine Uferschnepfen.

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

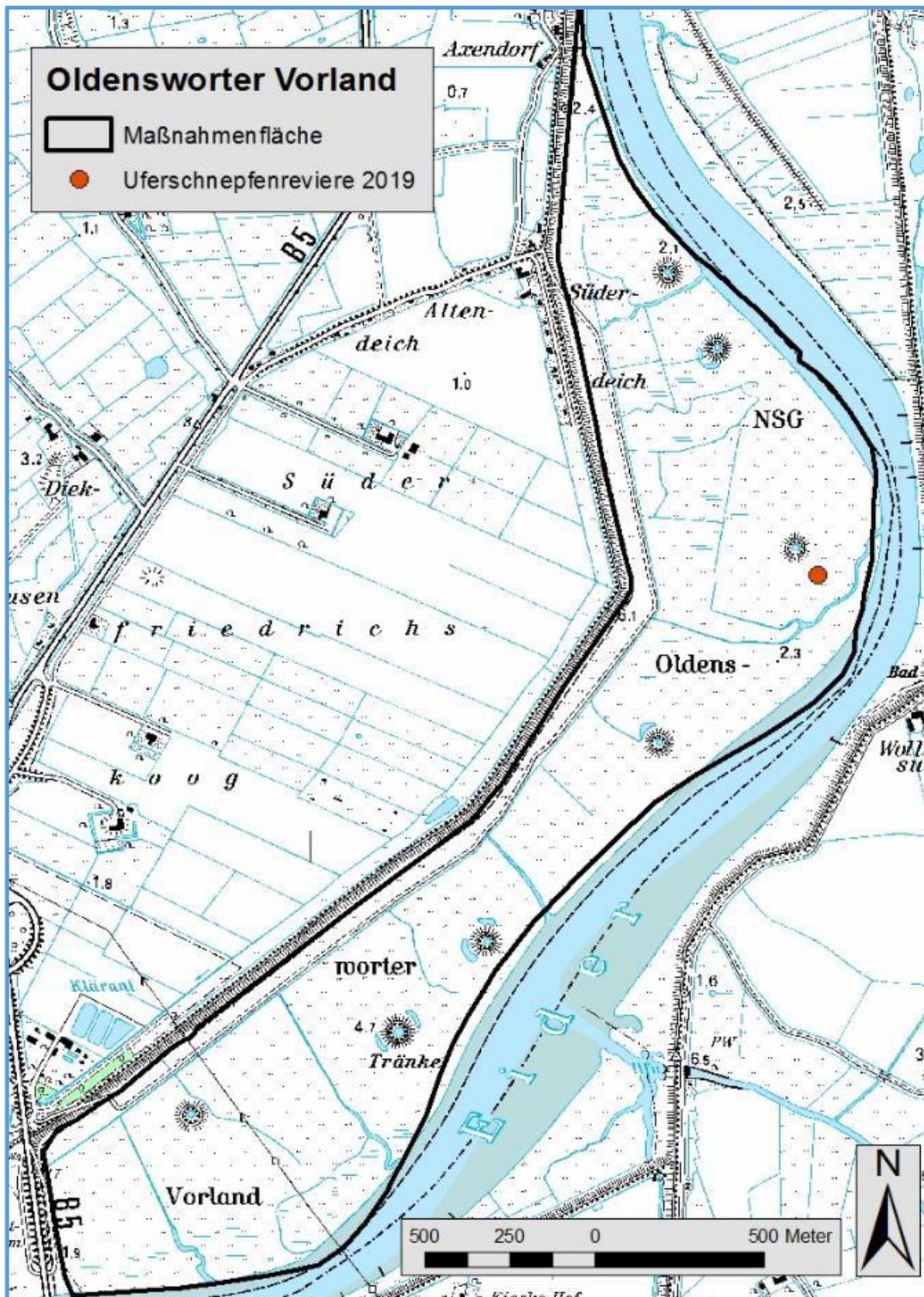


Abb. 13: Uferschnepfenrevier im Oldenswörter Vorland 2019.



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. 14). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Ein Beispiel ist der Rückgang der Bestandszahlen zwischen 2015 und 2018 im Speicherkoog Süd, der den langfristigen leicht positiven Trend seit 1980 noch nicht beeinflusst. Im Berichtsjahr brüteten dort gegenüber 2018 wieder mehr Uferschnepfenpaare, so dass der Bestand bei größeren Schwankungen längerfristig zumindest stabil zu sein scheint. Einen langfristig positiven Trend zeigt sonst nur noch der Beltringharder Koog. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es dagegen im Hauke-Haien-Koog und, nach einem anfänglichen Anstieg der Revierpaarzahlen, im Adenbüller Koog. In diesen beiden Kögen haben im Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts keine Maßnahmen stattgefunden. Zu teilweise deutlichen Bestandsabnahmen kam es trotz intensiver Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie und Vegetationsstruktur im Ostermoor, im Eiderästuar, im Speicherkoog Nord und, bei nur leicht abnehmender Tendenz, im Rickelsbüller Koog.

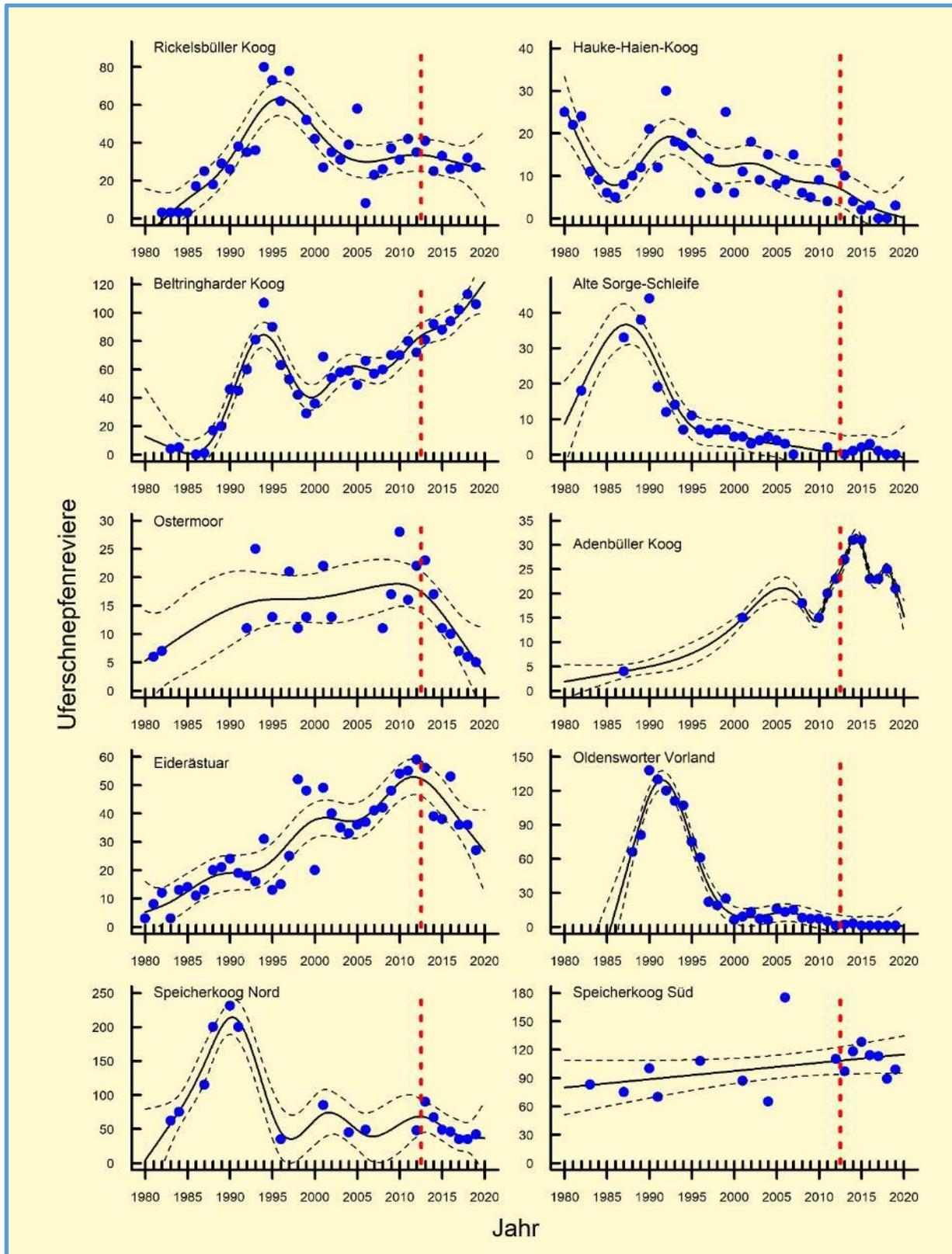


Abb. 14: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa-Flächen 1980–2019. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf letztere beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additiven 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 2019 in vier Gebieten 110 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon fand sich im Beltringharder Koog (44, Abb. 15) und im Speicherkoog Süd (46, Abb. 16). Im Adenbüller Koog waren es 14 Gelege (Abb. 17) und in Poppenbüll Ost sechs (Abb. 18).

Tab. 2: Anzahl der 2019 gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die nach dem Eindruck im Gelände ermittelten Verlustursachen.

Gebiet	Gelege	unklar	Schlupf	Verlust					
				unbekannt	Prädation	Taube Eier	Aufgabe	Viehtritt	Schleppen
Beltringharder Koog	44	1	15	-	25	1	2	-	-
Speicherkoog Süd	46	-	25	3	16	-	-	1	1
Adenbüller Koog	14	-	8	1	2	-	-	3	-
Poppenbüll Ost	6	-	1	-	5	-	-	-	-
Summe	110	1	49	4	48	1	2	4	1

Die Schlupfrate variierte stark zwischen den Gebieten. Im Beltringharder Koog kamen nur 15 der gefundenen Gelege zum Schlupf (34%), im Speicherkoog Süd dagegen 25 (54%). Im Adenbüller Koog schlüpften acht Gelege (57%), während es in Poppenbüll Ost nur eines (17%) war. Als „unklar“ wurde das Schicksal eines Geleges im Beltringharder Koog gewertet, bei dem nach dem Eindruck im Gelände nicht sicher zu bestimmen war, ob das Gelege geschlüpft war oder prädiert worden war. Die Auswertung der Bilder der am Gelege installierten Nestkamera ergab eine Prädation durch einen Marderhund (zur Problematik der Fehlinterpretation von Gelegeschiedsalen bei der Anwesenheit von Marderhunden siehe Salewski et al. 2019, Salewski & Schmidt 2019).

Wie schon in den Vorjahren war die mit Abstand häufigste Verlustursache mit 48 Fällen Prädation (79% aller Verluste). Im Speicherkoog Süd wurden drei Gelege bzw. Nester gefunden, die beim Fund schon aufgegeben bzw. leer waren, ohne dass die Nestmulde die für den Schlupf typischen kleine Eischalensplitter enthielt. Wahrscheinlich wurden diese Gelege ebenfalls prädiert. Bei einem Gelege auf einer Weide im Adenbüller Koog, die wegen des Auftriebs eines Bullen nicht betreten werden konnte, wurde die Brut deutlich vor dem geschätzten Schlupftermin eingestellt, wobei die Ursache des sehr wahrscheinlichen Gelegeverlusts nicht klar war.

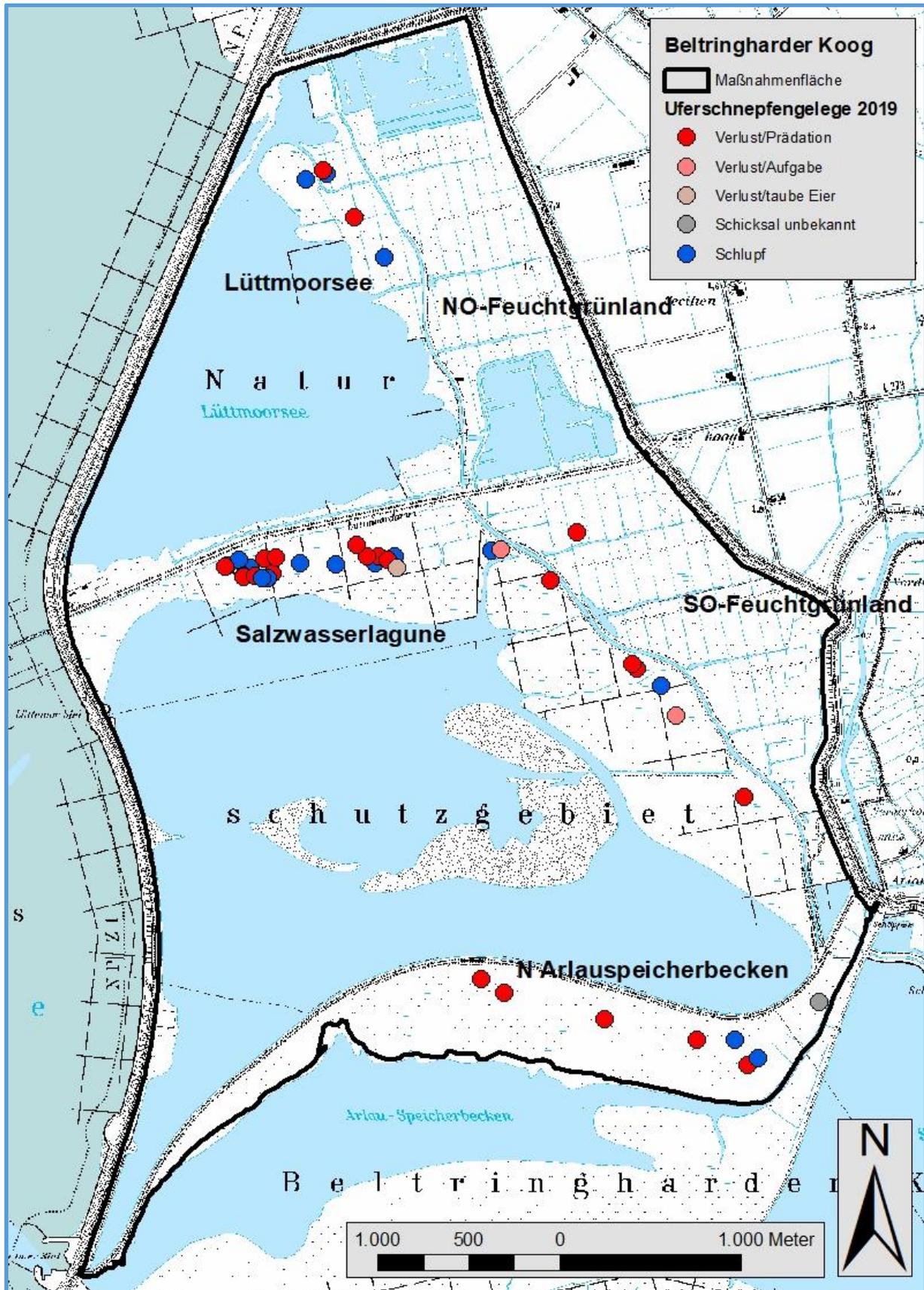


Abb. 15: Im Beltringharder Koog 2019 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

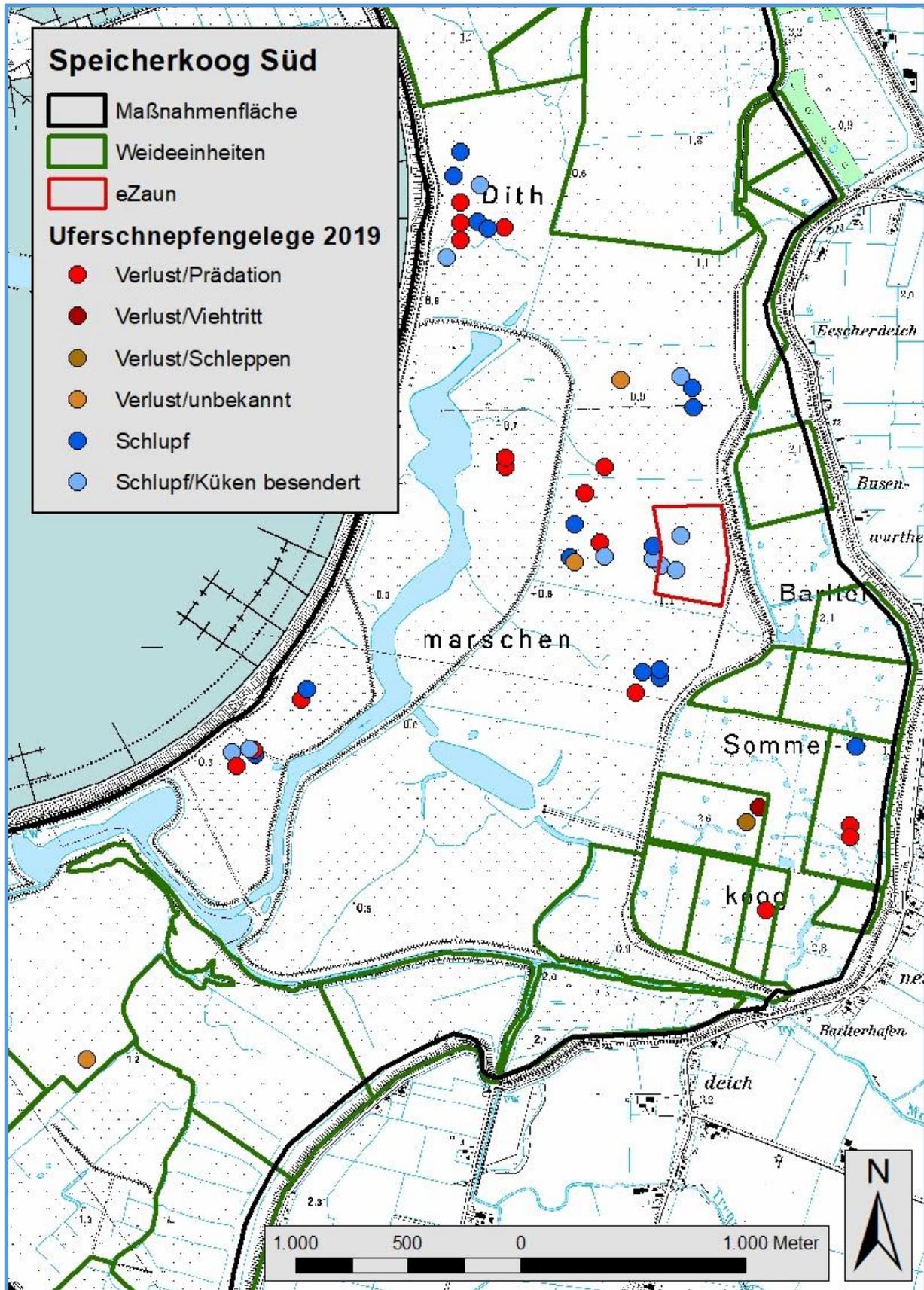


Abb. 16: Im Speicherkoog Süd 2019 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

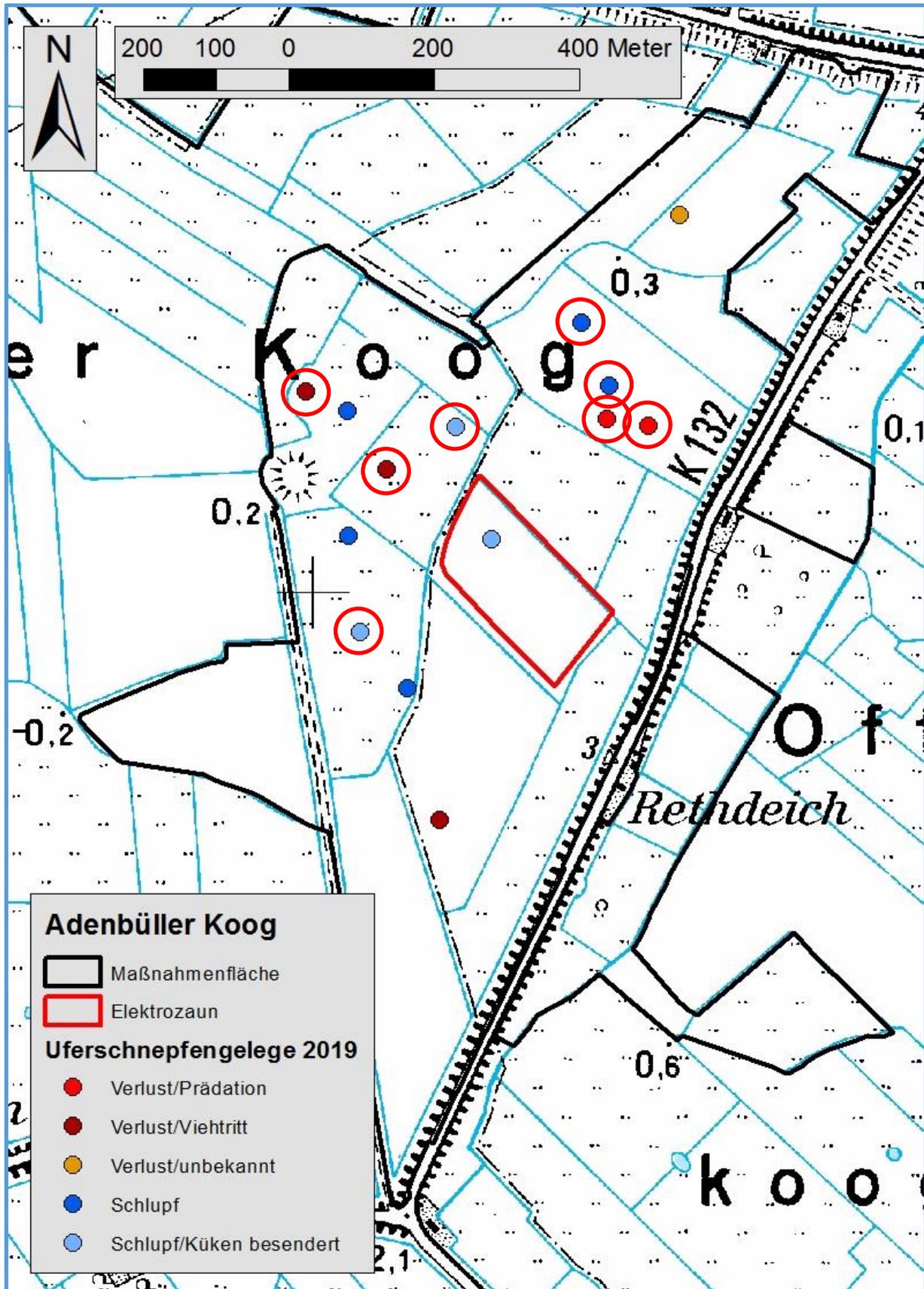


Abb. 17: Im Adenbüller Koog 2019 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.

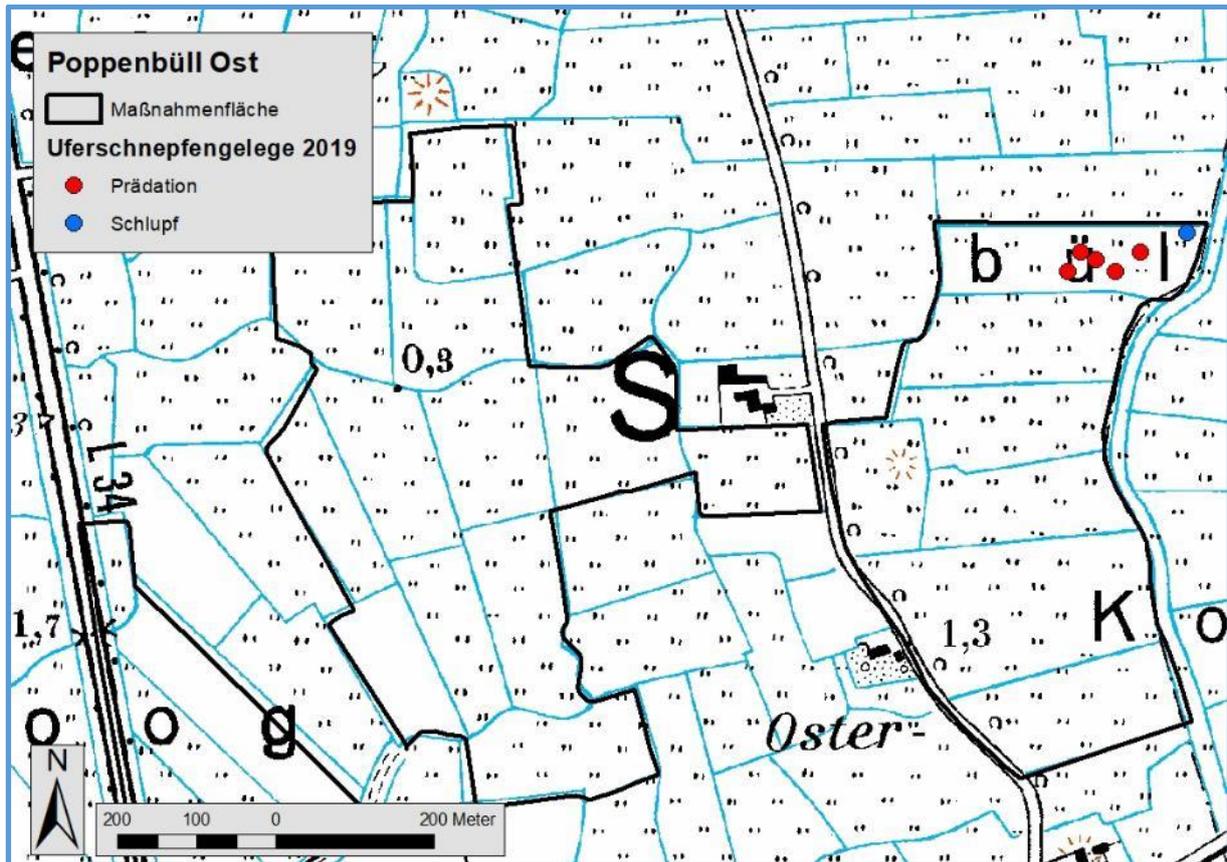


Abb. 18: In Poppenbüll Ost 2019 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Zum ersten Mal seit Beginn des Projekts ging ein Gelege nachweislich durch landwirtschaftliche Bodenbearbeitung verloren. Es fiel im Speicherkoog Süd dem Schleppen einer Parzelle zum Opfer, was das Problem des Schleppens bis in den Mai in diesem Gebiet verdeutlicht (siehe oben). Durch Viehtritt gingen ebenfalls ein Gelege im Speicherkoog Süd und drei Gelege im Adenbüller Koog verloren. In letzterem war Viehtritt damit, in einem Jahr mit relativ geringem Prädationsdruck, die Hauptverlustursache bei den gefundenen Uferschnepfengelegen. Dies ist umso bedauerlicher, da nach 2018 auch 2019 wieder Nestschutzkörbe über acht gefährdete Gelege gesetzt worden waren (Abb. 17). Leider erfolgte die Beweidung der Parzellen aber, im Gegensatz zum Vorjahr, auch durch Schafe, die trotz des Nestschutzkorbs zwei Gelege zertreten (Abb. 19). Das Problem könnte durch etwas anders konstruierte Körbe gelöst werden. Das ändert aber nichts daran, dass es bei Beweidung der Brutgebiete immer wieder zur Zerstörung von Gelegen kommen wird und dass der Einsatz von Nestschutzkörben nur bei einem kleinen Teil aller Wiesenvogelgelege das Symptom behandeln, aber nicht das grundsätzliche Problem beheben kann. Dies wird nur durch eine Verringerung der Weidetierdichte zu erreichen sein.

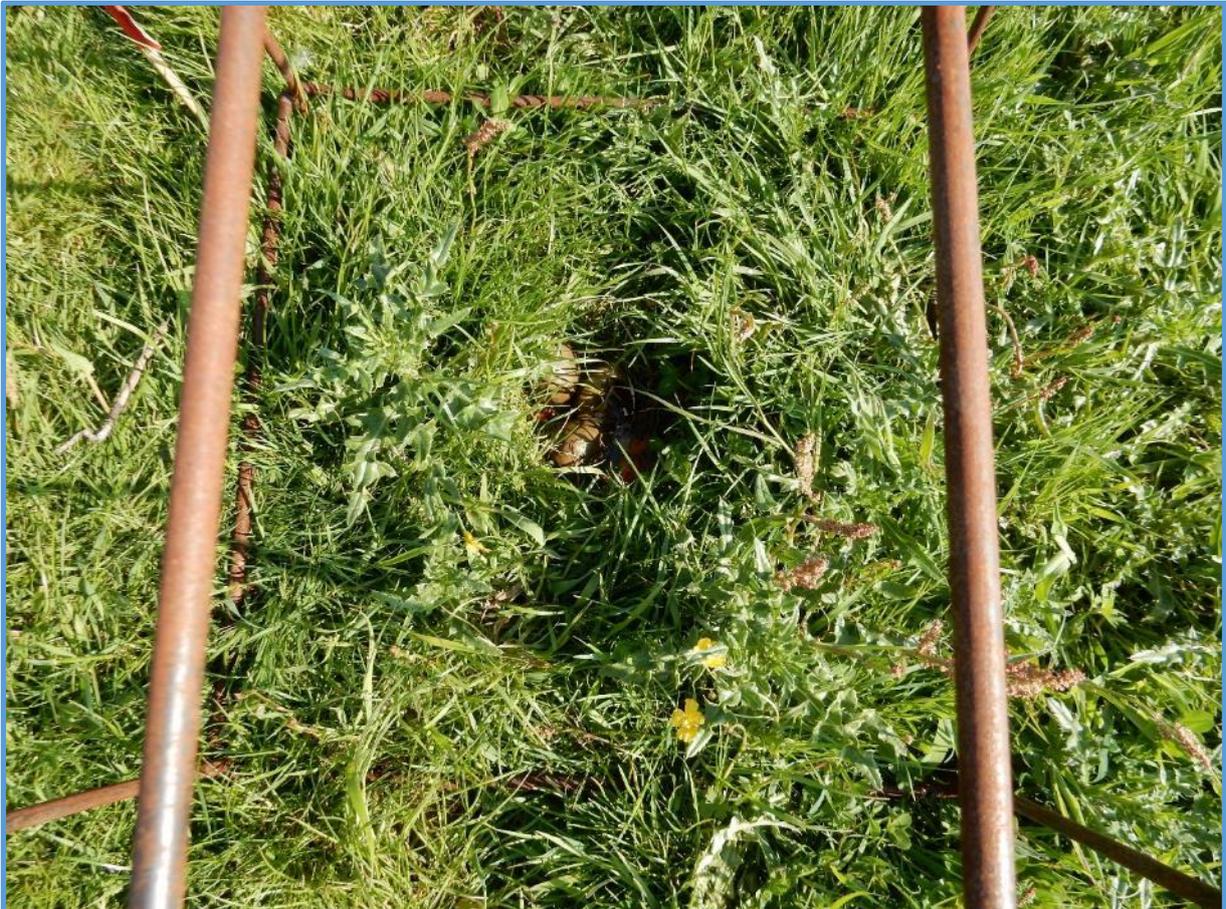


Abb. 19: Von Schafen zertretenes Gelege unter einem Nestschutzkorb im Adenbüller Koog, 24. Mai 2019.

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 103 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 41, Speicherkoog Süd: 42, Adenbüller Koog: 14, Poppenbüll Ost: 6). Nicht berücksichtigt wurden Nester, die taube Eier enthielten und damit weit über den voraussichtlichen Schlupfzeitpunkt bebrütet worden waren, die beim Fund schon aufgegeben oder bereits prädiert waren oder bei denen das Schicksal unklar war.

Von den sechs Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege erklärte das Modell die Daten am besten, das von Unterschieden zwischen den einzelnen Gebieten, aber von einer über den gesamten Brutverlauf konstanten täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging (Modell $\Phi_{(G)}$, Tab. 3).

Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit war im Speicherkoog Süd am höchsten ($0,969 \pm 0,01$), gefolgt vom Adenbüller Koog ($0,966 \pm 0,01$) und vom Beltringharder Koog ($0,945 \pm 0,01$). In Poppenbüll Ost ($0,888 \pm 0,05$) lag sie deutlich unter der der anderen Gebiete. Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten korrespondieren mit Schlupfwahrscheinlichkeiten von 44% im Speicherkoog Süd, 40% im Adenbüller Koog, 23% im Beltringharder Koog und 5% in Poppenbüll Ost.

Tab. 3: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ von Uferschnepfengelegen in vier Projektgebieten in Abhängigkeit vom Gebiet (G), des Tags der Saison (t) oder mit einem kontinuierlichen Trend über die gesamte Saison (T). Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium (AIC_c), ΔAIC_c , das AIC_c -Gewicht (AIC_cW) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC_c	ΔAIC_c	AIC_cW	N Parameter
$\Phi_{(G)}$	301,93	0	0,456	4
$\Phi_{(T+G)}$	303,44	1,51	0,215	5
$\Phi_{(,)}$	303,57	1,64	0,201	1
$\Phi_{(T)}$	304,48	2,55	0,128	2
$\Phi_{(t)}$	398,09	96,15	<0,001	59
$\Phi_{(t+G)}$	420,78	118,85	<0,001	73

Im Vergleich mit dem bisherigen Projektverlauf war die Schlupfwahrscheinlichkeit im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog deutlich erhöht (Tab. 4) und somit war eine der Voraussetzungen für einen guten Bruterfolg erfüllt. Im Beltringharder Koog war die Schlupfwahrscheinlichkeit die zweitniedrigste seit Projektbeginn.

Tab. 4: Schlupfwahrscheinlichkeiten [%] von Uferschnepfengelegen in vier Projektgebieten zwischen 2013 und 2019. Aus Poppenbüll Ost liegen nur Daten von 2019 vor.

Gebiet	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Beltringharder Koog	50	26	20	47	26	58	23
Speicherkoog Süd	19	9	12	34	28	17	44
Adenbüller Koog	0	3	9	12	36	11	40
Poppenbüll Ost	-	-	-	-	-	-	5

Im Speicherkoog Süd wurde im zentralen Bereich, wie schon 2017 und 2018, ein 12 ha umfassender, stromführender Geflügelzaun zum Schutz der Gelege installiert. Innerhalb dieses Zauns wurden drei Gelege gefunden, von denen alle zum Schlupf kamen. Vergleicht man die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen innerhalb und außerhalb des Zauns, so ergeben sich für erstere $1,0 \pm 0$ und für letztere $0,96 \pm 0,01$. Die Wahrscheinlichkeit eines Geleges, zum Schlupf zu kommen, betrug demnach bei nur einer geringen Anzahl von Gelegen im Zaun 100% innerhalb, aber nur 39% außerhalb des Zauns. Im Adenbüller Koog wurde 2019 erstmals ein ähnlicher, etwa 3 ha umfassender Zaun installiert. Im Vorjahr hatten in diesem Bereich noch fünf Uferschnepfenpaare ein Revier etabliert. Vier ihrer Gelege waren gefunden worden, von denen keines zum Schlupf gekommen war. Im Berichtsjahr brütete leider nur ein Uferschnepfenpaar innerhalb des Zauns, dieses war aber erfolgreich. Gelegeschutz-zäune haben sich daher als geeignetes Mittel erwiesen, um den Schlupferfolg von Uferschnepfen zu erhöhen.

Im Berichtsjahr kamen Nestkameras an 49 Uferschnepfengelegen zum Einsatz. Von diesen kamen 26 zum Schlupf, wobei die Kameras bei sechs Gelegen das Schlupfereignis nicht festhielten (Tab. 5). Letzteres lag zumeist an der während der Bebrütungsphase hoch aufgewachsenen Vegetation. Eine Brut wurde aus unbekanntem Gründen aufgegeben. Ein Gelege im Speicherkoog Süd ging durch Schleppen des Grünlandes verloren. Prädiert wurden 21 Gelege, wobei in sieben Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst wurde. Als Prädator konnte in sechs Fällen ein Fuchs *Vulpes vulpes* (Abb. 20A), in fünf Fällen ein Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (Abb. 20B) und in drei Fällen ein Iltis *Mustela putorius* (Abb. 20C) nachgewiesen werden. Damit war, wie in allen Projektjahren außer 2017, die Prädation durch den Fuchs die häufigste Verlustursache von Gelegen.

Tab. 5: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras in der Brutsaison 2019.

Gebiet	Gelege	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Prädation (nicht erfasst)	Verlust durch				
					Fuchs	Marderhund	Iltis	Schleppen	Aufgabe
Beltringharder Koog	21	6	3	4	1	4	2	-	1
Speicherkoog Süd	23	13	2	1	4	1	1	1	-
Adenbüller Koog	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Poppenbüll Ost	4	1	-	2	1	-	-	-	-
Summe	49	20	6	7	6	5	3	1	1

Wie schon im Vorjahr wurden auch 2019 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 Hauptprädatör (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 zielführendes Prädatorenmanagement sollte sich daher zunächst auf die oben genannten Säuger konzentrieren, da Prädationen durch Greif- und Rabenvögel als Verlustursachen von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielen (siehe aber 4.3.2 wegen Verlustursachen von Küken).

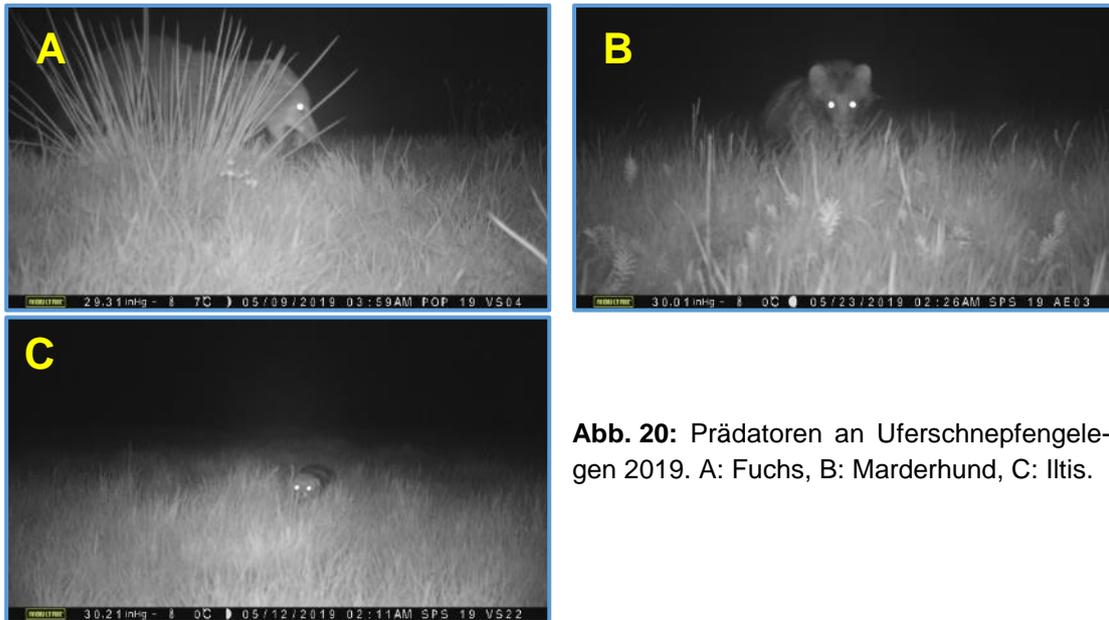


Abb. 20: Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2019. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis.

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). 2019 wurden im Speicherkoog Süd 29 und im Adenbüller Koog zwölf junge Uferschnepfen mit je einem Telemetriesender ausgestattet. Von den Sendern fielen jedoch sechs vorzeitig von den Küken ab.

Wie in den Vorjahren verschwanden die meisten Sender (18) spurlos (Tab. 6), obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht wurden. Bei den nicht mehr gefundenen Sendern muss von der Prädation der entsprechenden Küken ausgegangen werden (Hönisch et al. 2008, Schekkerman et al. 2008). Sicher einem Prädator zum Opfer fielen Küken, deren Sender im Gelände gefunden wurden und an denen noch Hautfetzen oder Federn klebten oder an denen Blutspuren zu sehen waren. Im Berichtsjahr betraf dies nur drei Sender. Damit konnte bei den meisten prädierten Küken der Prädator nicht identifiziert werden. Lediglich ein Fund nahe einem Horst eines Mäusebussards *Buteo buteo* lässt auf diesen als Prädator schließen. Zwei Küken wurden tot gefunden, ohne dass eine Todesursache ersichtlich war. Eines davon lag noch in der Nestmulde und war höchstens einen Tag alt geworden. Das zweite wurde mindestens 22 Tage alt und wurde danach wenige Tage später tot und schon zum Teil von Totengräbern *Silphidae sp.* eingegraben gefunden.

Im Vergleich zu den vorherigen Projektjahren wurde eine außergewöhnlich hohe Zahl an besenderten Küken flügge. Im Adenbüller Koog waren es drei von zehn, nachdem im Vorjahr keines von zehn Küken flügge geworden war. Im Speicherkoog Süd wurden acht von 25 besenderten Küken flügge (Küken mit abgefallenen Sendern jeweils nicht berücksichtigt).

**Tab. 6:** Verbleib der Sender bzw. der 2019 mit Sendern ausgestatteten Küken.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Sender vorzeitig abgefallen	4	2
Sender spurlos verschwunden	14	4
Prädation, Mäusebussard	-	1
Prädation, Sender im Gelände gefunden	1	2
Totes Küken gefunden, Todesursache unklar	2	-
Flügge	8	3
Summe	29	12

Von den Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Modell $\Phi_{(.)}$, welches von einer über die Brutsaison konstanten und zwischen den Untersuchungsgebieten gleichen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausgeht, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 7). Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken $0,959 \pm 0,008$, was einer Wahrscheinlichkeit von 32% entspricht, dass ein geschlüpftes Küken auch flügge wird. Letzteres gilt, wenn von einem Zeitraum von 27 Tagen zwischen Schlupf und Flügge werden ausgegangen wird. Für den Adenbüller Koog trifft dies auch zu. Durch die erstmals relativ hohe Zahl von lange überlebenden und flügge gewordenen Küken konnte aber festgestellt werden, dass im Speicherkoog Süd Uferschnepfenküken in der Regel schon im Alter von 24 Tagen fliegen können, teilweise auch schon früher. Aus der oben angegebenen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ergab sich daraus für ein im Speicherkoog Süd geschlüpftes Küken eine Wahrscheinlichkeit von 37%, flügge zu werden.

Tab. 7: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2019 besenderten Uferschnepfenküken. Details in Tab. 3.

Modell	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _{cW}	N Parameter
$\Phi_{(.)}$	141,12	0	0,44	1
$\Phi_{(T)}$	141,90	0,78	0,29	2
$\Phi_{(G)}$	143,09	1,97	0,16	2
$\Phi_{(G+T)}$	143,92	2,80	0,11	3
$\Phi_{(t)}$	225,27	84,15	<0,01	52
$\Phi_{(G^*t)}$	365,01	223,89	<0,01	104

Die Wahrscheinlichkeit der im Speicherkoog Süd besenderten Küken, flügge zu werden, war im Vergleich zu den Vorjahren sehr hoch (Abb. 21) und auch im Adenbüller Koog lag der Wert deutlich über dem des Vorjahrs. Da Prädation die hauptsächliche

Verlustursache von Küken war, ist, wie schon bei den relativ hohen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege, auch hier von einem im Berichtsjahr deutlich verringerten Prädationsdruck auszugehen. Allerdings können 2019 durch den außergewöhnlich hohen Anteil an verlorenen Sendern (Tab. 6) keine Schlüsse zum Prädatorenspektrum gezogen werden. In den vorangegangenen Projektjahren fielen Küken zu etwa gleichen Teilen nachtaktiven Säugern und tagaktiven Greifvögeln zum Opfer. Da sich dies auch mit Studien aus den Niederlanden deckt (Scheckerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008), gehen wir davon aus, dass dies auch auf die Verluste von Küken im Jahr 2019 zutrifft. Dies legt nahe, dass bei der Planung von Managementmaßnahmen berücksichtigt werden sollte, dass in einer ansonsten für den Wiesenvogelschutz zu erstrebenden offenen Landschaft Inseln höherer Vegetation (>18 cm) zur Kükenführungszeit (Mai, Juni) vorhanden sein sollten, in denen sich Küken vor Greifvögeln verstecken können (Scheckerman et al. 2006).

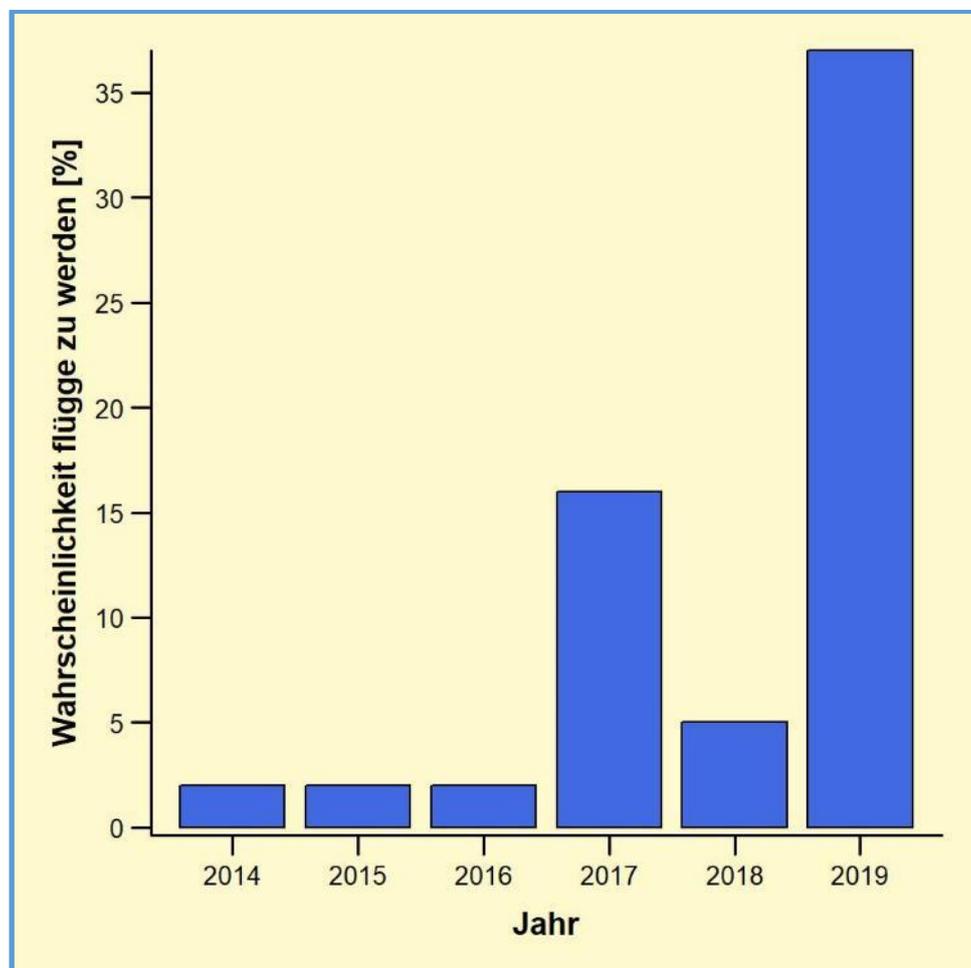


Abb. 21: Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2019 besenderten Uferschnepfenküken, flügge zu werden. Unterschiede zur Abbildung in Salewski et al. 2018 erklären sich durch die unterschiedlichen Annahmen zum Alter des Flüggewerdens.

4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg war 2019 in den Intensivgebieten Speicherkoog Süd, Ostermoor und Adenbüller Koog sehr gut und übertraf das Projektziel von 0,6 flüggen Jungen/Brutpaar bei Weitem (Tab. 8). Für Schleswig-Holstein gaben Helmecke et al. (2011) einen zum Bestandserhalt nötigen Bruterfolg von 0,46 flüggen Jungen/Brutpaar an. Somit wurde in den genannten Gebieten zum ersten Mal seit Projektbeginn ein Bruterfolg erreicht, der nicht nur ausreichend wäre, um den Bestand zu erhalten, sondern der darüber hinaus auch für einen Überschuss sorgen würde. Lediglich im Beltringharder Koog blieb der Bruterfolg deutlich unter dem gesteckten Ziel, nachdem er hier erstmals von allen Projektgebieten und Jahren im Vorjahr den Wert von 0,46 flüggen Junge/Brutpaar übertroffen hatte (Tab. 8).

Tab. 8: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2019 und Mindestbruterfolg [flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn. Fett: Jahre mit einem Bruterfolg von mindestens 0,46 flügge Junge/Brutpaar, der zum Bestandserhalt angenommen wird (Helmecke et al. 2011).

Projektgebiet	flügge Jungvögel*		Bruterfolg*					
	2019	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	23	0,22	0,71	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	92	0,93	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor	6	1,20	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	19	0,91	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	0,00

* Mindestwerte

4.3.4 Kükenwachstum

Von den 29 im Speicherkoog Süd und zwölf im Adenbüller Koog besenderten Küken konnten 17 einmal und 13 zweimal im Alter von zehn bis 25 Tagen wiedergefangen werden. Sie wurden dabei erneut vermessen und gewogen. Die Flügelänge wurde erst im Alter von zehn Tagen gemessen. Unmittelbar nach dem Schlupf waren in beiden Gebieten die Maße in etwa gleich (Adenbüller Koog: Fuß = 76,1 mm \pm 1,6 sd, Speicherkoog Süd: Fuß = 76,9 mm \pm 3,4 sd; Adenbüller Koog: Schnabel = 16,6 mm \pm 0,8 sd, Speicherkoog Süd: Schnabel = 16,3 mm \pm 0,8 sd). Die Küken im Adenbüller Koog waren jedoch um etwa 2 g schwerer (Adenbüller Koog: 30,2 g \pm 2,7 sd, Speicherkoog Süd: 28,1 g \pm 2,4 sd).

Lineare Regressionen ergaben, dass alle Maße im Speicherkoog Süd schneller zunahmten als im Adenbüller Koog, die Küken im Speicherkoog Süd also schneller wuchsen (Abb. 22, Tab. 9). Eine Folge des schnelleren Wachstums, insbesondere wahrscheinlich des Flügelwachstums, war, dass entgegen früheren Annahmen die Küken im Speicherkoog Süd nicht erst im Alter von 27 Tagen flügge wurden, sondern schon

mit 24 Tagen fliegen konnten, eines sogar schon im Alter von 22 Tagen. Besenderte Küken im Adenbüller Koog flogen erst im Alter von 27 Tagen.

Die durchgeführte Analyse ist mit einigen Problemen behaftet. Die Anzahl der Messungen an älteren Küken ist gering und da es sich um wiederholte Messungen am selben Küken und zum Teil um Geschwister handelt, ist die Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben. Für eine angemessenere Analyse sind aber aus dem Berichtsjahr nicht genügend Daten vorhanden. Trotzdem ergibt sich aus den vorliegenden Daten ein deutlicher Hinweis, dass in Gebieten, die weniger als 40 Kilometer auseinanderliegen, die Wachstumsbedingungen für Uferschnepfenküken sehr unterschiedlich sein können. Dies hat bedeutende Folgen für die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit, dass Küken flügge werden (siehe oben), und für die Ermittlung des Bruterfolgs.

Tab. 9: Wachstum von besenderten Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog. Dargestellt sind die täglichen Zunahmen von Schnabel- und Fußlängen sowie des Gewichts von zwischen 0 und 25 Tage alten Küken und der Flügellänge von zwischen 10 und 25 Tage alten Küken.

	tägliche Zunahme im	
	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Schnabellänge [mm]	1,5	1,1
Fußlänge [mm]	2,4	1,8
Flügellänge [mm]	8,0	5,9
Gewicht [g]	8,0	5,4

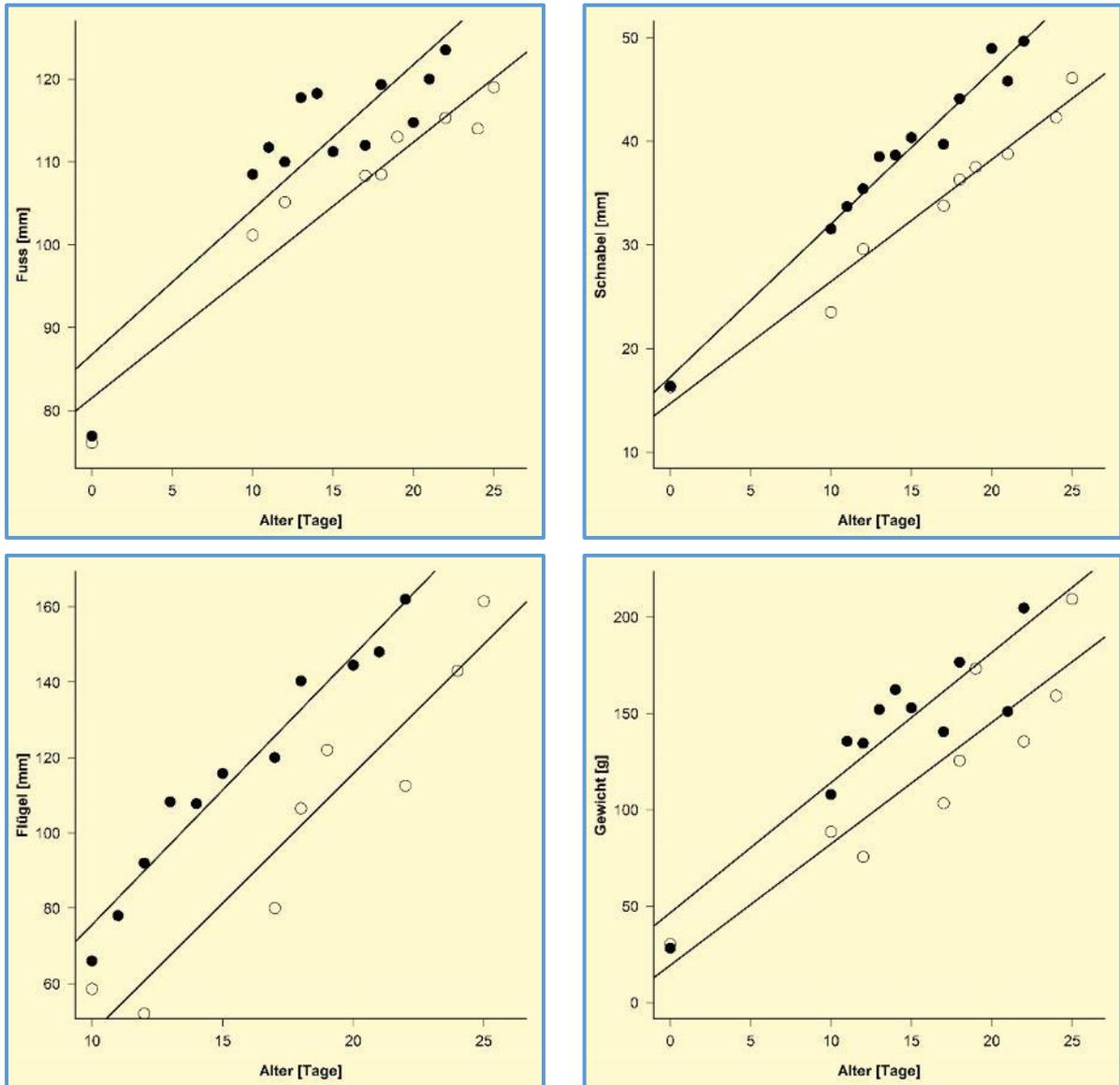


Abb. 22: Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2019. Dargestellt sind die Mittelwerte der Fuß-, Schnabel- und Flügellängen sowie des Gewichts in Abhängigkeit des Alters der Küken. Punkte: Speicherkoog Süd, Kreise: Adenbüller Koog. Linie: Trendlinie nach einer linearen Regression.

4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog, im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog wurden 2019 insgesamt 56 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 10). Von diesen wurden 25 zusätzlich mit einer individuellen Farbringkombination markiert (8 Adulte, 17 Küken). Bei 31 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbberingung noch zu kurz waren.

Tab. 10: Anzahl der 2019 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metall- und Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	-	3	4
Speicherkoog Süd	23	9	4
Adenbüller Koog	8	5	-

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 386 individuell mit Farbringen gekennzeichneten Vögeln über 7800 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa-Brutgebieten wurden auch 2019 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen und aus den Überwinterungsgebieten gemeldet (Abb. 23). So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen in Portugal (Januar, Februar), Spanien (Februar, März), Frankreich (April) und aus den Niederlanden (Februar, März) dokumentiert. Vom Wegzug und aus den Überwinterungsgebieten liegen Beobachtungen aus Spanien (August), Portugal (Juli, August), Mauretanien (Oktober) und aus dem Senegal (Juli, Oktober) 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. 11). 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). Für farbberingte Küken betrug die Wahrscheinlichkeit, das erste Jahr zu überleben, $59\% \pm 6\%$.

Tab. 11: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen. Details in Tab. 3.

Modell	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _c W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	1947,2	0	0,97	4
$\Phi_{(a2^*T)}p_{(a2^*T)}$	1954,0	6,7	0,03	8
$\Phi_{(a2^*t)}p_{(a2^*t)}$	1962,6	15,5	<0,01	44

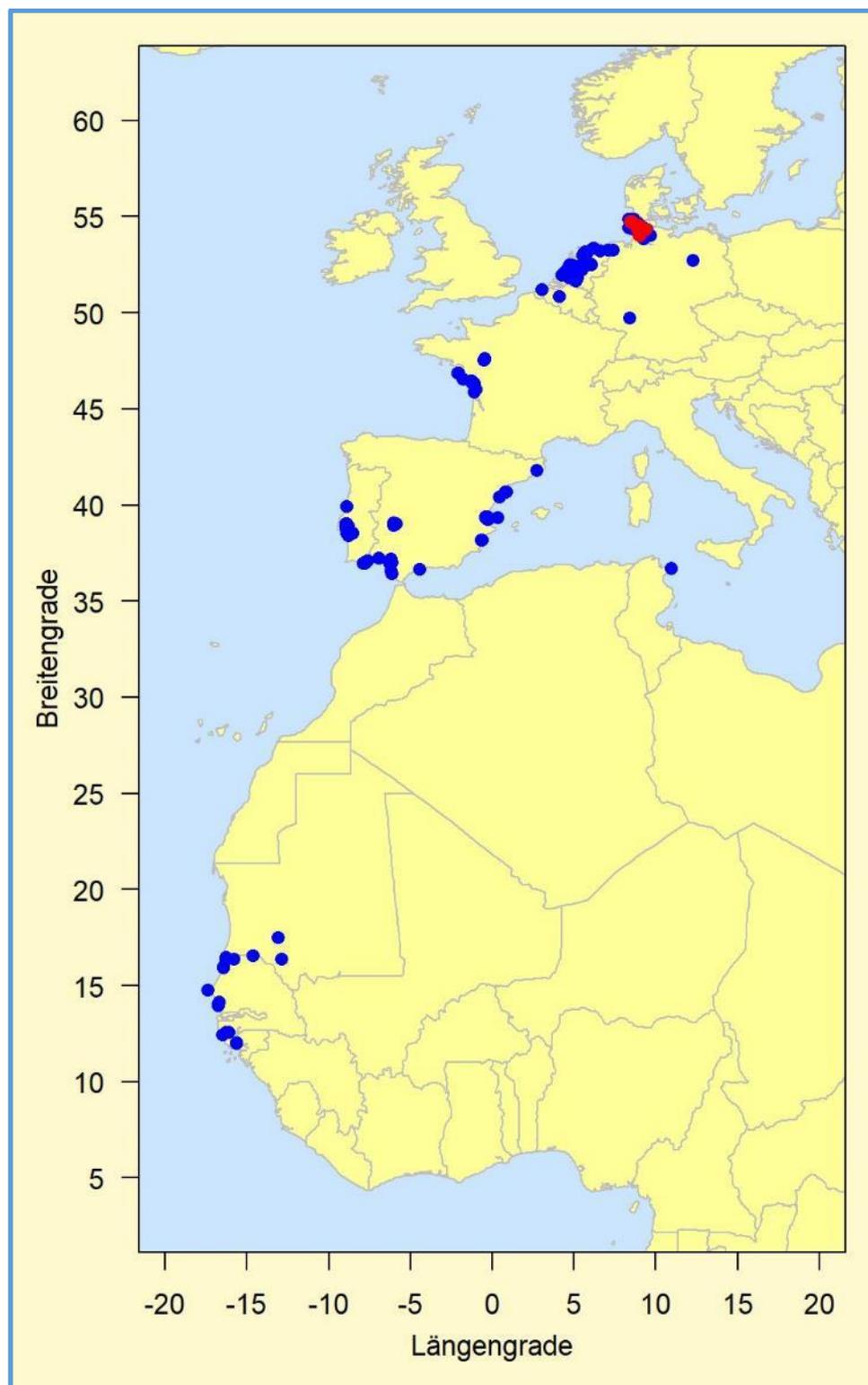


Abb. 23: Zug schleswig-holsteinischer Uferschnepfen. Dargestellt sind die Brutgebiete, in denen seit 2008 Uferschnepfen vom MOIN farbberingt wurden (rote Punkte) sowie die Lokalitäten von Wiederbeobachtungen dieser Vögel (blaue Punkte) bis November 2019.



5 Diskussion

Seit 2013 optimiert das LIFE-Limosa-Projekt in den Projektgebieten Bruthabitate für Uferschnepfen. Dies erfolgt nach mit wissenschaftlichen Methoden aus verschiedenen Studien gewonnenen Erkenntnissen zur Habitatwahl von Uferschnepfen (Düttmann et al. 2006, Groen et al. 2012, Hötker et al. 2012) und nach den Vorschlägen eines internationalen Expertengremiums, welches das Projekt im Rahmen der für LIFE-Projekte vorgesehenen „expert visits“ bereits zweimal besuchte. Bisher hatten die Maßnahmen jedoch nicht dazu beigetragen, den Bruterfolg in den Intensivgebieten zu erhöhen, und mit Ausnahme des Beltringharder Koogs hatte keines der Projektgebiete eine deutliche Zunahme des Brutbestands gezeigt. Wenn alle Projektgebiete zusammengefasst werden, ist die Anzahl der Revierpaare kontinuierlich rückläufig, wenn auch die Abnahme von 2018 auf 2019 so gering wie in keinem der vorangegangenen Projektjahre war.

Die Brutsaison 2019 war durch den außergewöhnlich guten Bruterfolg in einigen Projektgebieten gekennzeichnet. Zum ersten Mal wurde in drei der vier Intensivgebiete das Projektziel eines Bruterfolgs von mindestens 0,6 flüggen Junge/Brutpaar nicht nur erreicht, sondern auch deutlich übertroffen (Tab. 8). Im Beltringharder Koog, wo dies zum ersten Mal in der Projektgeschichte schon 2018 der Fall gewesen war, fiel dagegen der Bruterfolg 2019 deutlich niedriger aus als in den anderen Projektgebieten. Ein relativ hoher Anteil warnender Schnepfen und die Beobachtung fast flügger Küken in einigen Projektgebieten ohne Bruterfolgsmonitoring (Rickelsbüller Koog, Speicherkoog Nord) weist ebenfalls auf einen deutlich erhöhten Bruterfolg im Vergleich zu den Vorjahren hin. Ähnliche Beobachtungen liegen aus Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse vor und deuten einen guten Bruterfolg im Berichtsjahr an. Beispiele sind das Gebiet Huder Fähre (siehe Abschnitt 4.1.7), 0,7 flügge Junge/Revierpaar (7 Revierpaare) im Wöhrdener Sommerkoog in Dithmarschen (jeweils eigene Beobachtung), 1,2 flügge Junge/Revierpaar (24 Revierpaare) im Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge Niederung (H. Jeromin, pers. Mitt.) und allgemein ein guter Bruterfolg in der Miele- und der Windberger Niederung (I. Mauscherling, pers. Mit.). Daraus ergibt sich, dass 2019 die Bedingungen zum Schlupf und zum Flüggewerden generell außergewöhnlich gut waren, was schließlich zu dem relativ hohen Bruterfolg von Uferschnepfen, aber auch von anderen Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein führte.

Im Berichtsjahr haben sich in den Habitatausstattungen der einzelnen Gebiete keine einschneidenden Änderungen ergeben, die auf eine wesentliche Verbesserung der Bedingungen für brütende und Junge führende Uferschnepfen hinweisen würden. Aufwendige Maßnahmen wie der Bau von Poldern, großflächige Optimierungen der Hydrologie durch das Verblocken von Gruppen und Gräben, die Abflachungen der Ränder dieser Gewässer sowie die Anlagen von Blänken haben bereits vor früheren Brutsaisons stattgefunden. Gleiches gilt für aufwendigere Optimierungen der Vegetationsstruktur wie die Entfernung von Gebüsch und Baumreihen und die Überführung von Röhrichten und mit Staudenvegetation bewachsenen Bereichen in Grünland. Diese Maßnahmen haben zum Teil bereits in den ersten Projektjahren stattgefunden, ohne



dass es unmittelbar zu einem Anstieg der Revierpaare (Ausnahme: Beltringharder Koog) oder zu einer deutlichen Erhöhung des Bruterfolgs gekommen wäre.

Prädation ist seit Projektbeginn die mit Abstand wichtigste Verlustursache von Uferschnepfengelegen und -küken (Salewski & Schütze 2017, Salewski et al. 2019, Salewski & Schmidt 2019) und verhindert positive Effekte des Habitatmanagements. Auf dieses Problem hat bereits Nehls (2001) im Hinblick auf das spätere LIFE-Limosa-Gebiet Alte-Sorge-Schleife hingewiesen. Maßnahmen zum Prädationsmanagement sind folgerichtig Teil des umfassenden Konzepts des LIFE-Limosa-Projekts zur Anhebung des Bruterfolgs von Uferschnepfen. Dies beinhaltet Maßnahmen wie das Entfernen von Habitatstrukturen, die potentielle Beutegreifer fördern, die Schaffung von Insellagen, das zur Verfügung stellen von Lebendfallen und Kunstbauten für die Jagdausübungsberechtigten in den Projektgebieten, sowie das Aufstellen von Geleeschutzzäunen.

Das Entfernen von Habitatstrukturen, die Beutegreifer fördern, ist sicher eine geeignete Maßnahme, um den Prädationsdruck auf Wiesenvögel zu verringern (Laidlaw et al. 2017). Es kann allerdings nur ein Element eines umfassenden Prädationsmanagements sein. Die LIFE-Limosa-Projektgebiete sind oft relativ klein und weisen lange Ränder auf. Beutegreifer wie Füchse, Marderhunde und Greifvögel legen jedoch zur Nahrungssuche weite Strecken zurück, ihre Streifgebiete sind oft größer als manche LIFE-Gebiete (Hohmann 1995, Goszczynski 2002, Schwemmer et al. 2017, Dahl & Åhlén 2018), so dass sie von außen zur Nahrungssuche in LIFE-Limosa-Gebiete gelangen können, auch wenn diese selbst keine geeigneten Strukturen zu deren Rast und zur Fortpflanzung bieten. Eine Ausnahme in Schleswig-Holstein ist eventuell der Marderhund mit einem nur kleinen Aktionsradius (Schwemmer et al. 2017, siehe aber Dahl & Åhlén 2018). Daher kann es durch das Habitatmanagement in den LIFE-Limosa-Gebieten bestenfalls gelingen, den Prädationsdruck etwas zu senken. Beutegreifer werden sich aber nicht in dem Maß ausschließen lassen, dass es alleine dadurch zu einem deutlichen Anstieg des Bruterfolgs kommt.

Die Schaffung von Insellagen könnte sich mit der Etablierung des Marderhundes als weniger zielführend erweisen. Prädation durch den Marderhund, der sich in Schleswig-Holstein weiter ausbreitet und zunimmt (MELUND 2018), ist in den LIFE-Limosa-Gebieten nach Prädation durch den Fuchs die zweithäufigste Verlustursache von Uferschnepfengelegen (Salewski & Schmidt 2019). Eine Studie in Schweden hat ergeben, dass mit Sendern ausgestattete Marderhunde über einen Kilometer durch die Ostsee schwimmen, um einzelne Inseln zu erreichen (Dahl & Åhlén 2018). Wenige Meter breite „Fuchsgräben“ erscheinen daher wenig hilfreich, um Prädationen durch den Marderhund zu verhindern.

Lebendfallen und Kunstbaue werden zum Teil von den Jagdausübungsberechtigten angenommen und betreut. Ein positiver Zusammenhang zwischen ihrer Anwendung und dem Bruterfolg von Uferschnepfen konnte in der Projektkulisse jedoch noch nicht gezeigt werden. So waren im Speicherkoog Süd die Jagdstrecken von Beutegreifern



im Winter 2018/19 vor der bisher erfolgreichsten Brutsaison eher gering ausgefallen (Schmidt-Harries, pers. Mitt.).

Zäune, die in anderen Gebieten, in denen Wiesenvögel geschützt werden sollen, erfolgreich eingesetzt wurden (Schifferli et al. 2006, Malpas et al. 2013, Werner et al. 2017, Boschert 2018), haben sich auch im LIFE-Limosa-Projekt als Mittel zur Erhöhung des Schlupferfolgs bewährt (Salewski & Granke, im Druck). Sie können allerdings Küken nur bedingt schützen, da diese auch zu einem hohen Anteil Greifvögeln zum Opfer fallen (Salewski & Schütze 2017). Zudem können Uferschnepfenfamilien oft größere Strecken wandern (Melter et al. 2009, MOIN, unpubl. Daten). In den Projektgebieten konnte mittels Telemetrie gezeigt werden, dass sie dabei regelmäßig den sie schützenden umzäunten Bereich verlassen. Die Einzäunung deutlich größerer Flächen könnte hier hilfreich sein (Beckers et al. 2018). Von Zäunen kann aber aus verschiedenen Gründen bisher nur ein sehr geringer Anteil der in den LIFE-Limosa-Projektgebieten brütenden Uferschnepfen profitieren. Eine Intensivierung der Nutzung von Zäunen im Rahmen des Projekts wäre sicher erstrebenswert.

Der außergewöhnlich gute Bruterfolg 2019 kann nur auf einen stark reduzierten Prädationsdruck auf Uferschnepfengelege und -küken zurückzuführen sein, da keine anderen Faktoren als Prädation in hohem Maße unmittelbar zu Verlusten an Gelegen und Küken führen (Salewski et al. 2019). Bereits bei den ersten Geländebegehungen im März 2019 fiel in mehreren Untersuchungsgebieten (Adenbüller Koog, Speicherkoog Süd, Speicherkoog Nord, Ostermoor) die hohe Dichte an Mäuselöchern auf (Abb. 24), die auf eine Gradation von Wühlmäusen (*Microtus spp.*) andeuteten. Es liegt eine Reihe von Studien vor, die auf einen Zusammenhang von Kleinsäugergradationen und dem Bruterfolg von Bodenbrütern hinweisen. Klassisch sind schon die Untersuchungen in der Arktis zum Zusammenhang von gutem Bruterfolg und Lemmingjahren (Marcström et al. 1988, Blomqvist et al. 2002, Ebbinge & Spaans 2002). Aber auch in komplexeren Ökosystemen als in der Arktis konnte dieser Zusammenhang nachgewiesen werden. So berichten z. B. Beintema & Müskens (1987), Struwe-Juhl (1995) und Köster & Bruns (2003) von einer erhöhten Prädation von Kiebitz- und Uferschnepfengelegen in Jahren mit geringen Wühlmausdichten (siehe auch Laidlaw et al. 2017).



Abb. 24: Wühlmauslöcher im Speicherkoog Süd, 10. Mai 2019.

Folgendes spekulatives Szenario wäre zur Erklärung des guten Bruterfolgs 2019 denkbar, obwohl zu vielen Aspekten leider keine auswertbaren empirischen Daten zu seiner Stützung vorliegen: Der warme und sehr trockene Sommer 2018 führte zu einer starken Vermehrung von Wühlmäusen. Der anschließende Winter 2018/19 war ebenfalls überdurchschnittlich warm und vor allem trocken. Das Auftreten von Wühlmausgradationen im Zusammenhang mit milden und trockenen Wintern wurde mehrfach nachgewiesen (Maercks 1954, Imholt et al. 2011, Esther et al. 2014). Die guten Bedingungen führten, dazu, dass die übliche Wintersterblichkeit von Wühlmäusen (Reise 1972) stark reduziert war. Die sich anschließend weiter vermehrenden Bestände waren folglich bereits im zeitigen Frühjahr 2019 groß. Zur Brutzeit der Uferschnepfen war somit wesentlich mehr alternative Nahrung für Beutegreifer vorhanden, als es üblicherweise der Fall ist, und daher war der Prädationsdruck auf Gelege und Küken vergleichsweise gering. Dies ermöglichte den landesweit guten Bruterfolg.

Ein geringer Bruterfolg und zunehmende Prädation von Gelegen und Küken ist nicht nur für Uferschnepfen in der LIFE-Limosa-Kulisse ein Problem, sondern sowohl für Uferschnepfen in den niederländischen Brutgebieten (Groen & Hemerick 2002, Schekerman et al. 2009) als auch für bodenbrütende Vögel im Allgemeinen (Nehls 2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Roodbergen et al. 2012, Kubelka et al. 2018). Gelegentlich wurde dafür eine generelle Zunahme von Prädatoren verantwortlich gemacht



(Langgemach & Bellebaum 2005, Kentie et al. 2013). Konkrete Zahlen liegen allerdings, zumindest zu Bodenprädatoren, kaum vor. In Schleswig-Holstein trifft die Annahme einer Zunahme sicher für den Marderhund zu (MELUND 2019). Für den Fuchs, der die Hauptverlustursache von Uferschnepfengelegen ist, zeigen aber zumindest die landesweiten Abschusszahlen seit den frühen 1990er Jahren keinen zunehmenden Trend (MELUND 2019). Eine langjährige systematische Verkehrsofopferzählung zwischen Bohmstedt und der Eidermündung durch H. A. Bruns lässt ebenfalls nicht auf eine Zunahme von Füchsen schließen (Hofeditz & Bruns 2019).

Es kann kein Zweifel daran bestehen, dass Veränderungen in der wirtschaftlichen Nutzung der Bruthabitate, wie die generelle Entwässerung sowie die häufigere und frühere Bearbeitung, zu der drastischen Abnahme der meisten Wiesenvogelpopulationen geführt haben (Beintema et al. 1985, Kleijn et al. 2010, Kentie et al. 2013). Das direkte Zerstören von Gelegen oder das Töten von Küken durch Bodenbearbeitung und Mahd ist dabei eines der großen Probleme (Bairlein & Bergner 1995, Struwe-Juhl 1995, Schekkerman et al. 2008, Kleijn et al. 2010). Wo die Bewirtschaftung Rücksicht auf die Belange der Wiesenvögel nimmt, führt dies aber nicht unbedingt zu einem höheren Bruterfolg (Schekkerman et al. 2008, Salewski & Schütze 2017).

Über die Mechanismen, wie sich die verändernde Nutzung der Bruthabitate negativ auf den Bruterfolg und auf die Prädation auswirken, ist wenig bekannt. Dass die Dichte der Bodenprädatoren infolge der Nutzungsänderung steigt, ist möglich, aber schwach belegt (siehe oben). Belegt ist jedoch, dass eine Nutzungsintensivierung zu einer Reduktion bzw. einer Extensivierung zur Zunahme von Kleinsäugern führt (Meinig 1995, Watzke & Mensch 1998, Jacob 1998, Köster & Bruns 2003, LÖBF 2003, Schmidt 2007). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass in einer konventionell und intensiv genutzten Agrarlandschaft die Kleinsäugerdichte, und damit die potentielle Nahrung für Beutegreifer, niedriger ist als in weniger intensiv genutzten Gebieten. Dies könnte dazu führen, dass der Prädationsdruck auf Gelege und Küken von Bodenbrütern steigt, wenn für Wiesenvögel günstige Habitate inselartig in die „normale“ Agrarlandschaft eingestreut sind.

Grundsätzlich sollte davon ausgegangen werden können, dass es bei einem guten Nahrungsangebot auch viele Prädatoren gibt, deren Bestände zeitlich etwas versetzt zu denen der Beute zu- und abnehmen. Stark fluktuierende Beutebestände würden dazu führen, dass das Nahrungsangebot für Beutegreifer bei einer Gradation weit über dem Bedarf liegt und damit der Prädationsdruck auf einzelne potentielle Beutetiere sinkt. Wiesenvogelgelege und -küken hätten somit während unregelmäßig auftretender „Mäusejahre“ eine bessere Chance zu überleben. Es gibt Hinweise darauf, dass diese „Mäusejahre“ seltener auftreten, als dies früher der Fall war (Grimmberger et al. 2009, für Süddeutschland: Schuster et al. 2002), was neben einer intensivierten Landwirtschaft auch durch wärmere Winter gefördert werden könnte (Bruns et al. 2004). Darauf basierend wäre ein ebenfalls hypothetisches Szenario ohne Beleg durch em-



pirische Daten, dass Uferschnepfen und andere Wiesenvögel ein Problem durch ausbleibende „Mäusejahre“ haben. Uferschnepfen befinden sich auf dem $r - K$ - Kontinuum von Lebensstrategien (r : kurze Lebensspanne der einzelnen Tiere, hohe Vermehrungsrate; K : lange Lebensspanne der einzelnen Tiere, niedrige Vermehrungsrate) am K -Ende, d. h. sie verbinden eine relativ geringe jährliche Fortpflanzungsrate mit einer relativ langen Lebensdauer. Wenige Jahre mit Bruterfolg während dieses langen Lebens würden dann für eine durchschnittliche Schnepfe ausreichen, um eine zum Erhalt eines stabilen Bestands genügend hohe Zahl an Nachkommen zu produzieren. Wenn die früher in etwa drei- bis vierjährigem Rhythmus auftretenden Feldmaus-Massenvermehrungen (Bruns et al. 2002, Grimmberger et al. 2009, Borkenhagen 2011) weniger intensiv ausfallen, seltener werden oder gar ausbleiben, würden die seltener werdenden Jahre mit gutem Bruterfolg zur Produktion einer für stabile Bestände genügenden Zahl an Nachkommen nicht mehr ausreichen.

Nicht unberücksichtigt bleiben sollte bei dieser Betrachtung die Rolle des Nahrungsangebots für die Küken. Nach Beintema (1995) überleben „schwere“ Uferschnepfenküken besser als „leichte“ und Schekkerman et al. (2009) stellten in den Niederlanden fest, dass Uferschnepfenküken in den Jahren 2003 bis 2005 ein langsames Wachstum zeigten als 25 Jahre zuvor. Eine niedrigere Wachstumsrate lässt auf ein verringertes Angebot und/oder qualitativ schlechtere Nahrung schließen (Kentie et al. 2013). Mielke (2015) fand einen positiven Zusammenhang des Überlebens von Uferschnepfenküken mit der sie umgebenden Insektenbiomasse. Ein allgemein feststellbarer Rückgang von Insekten (Hallmann et al. 2017) könnte sich hier bemerkbar machen. Zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Adenbüller Koog und Speicherkoog Süd bestanden deutliche Unterschiede in den Wachstumsraten. Wie in den Niederlanden auch, wo Unterschiede im Wachstum zwischen verschiedenen Gebieten auftraten (Kentie et al. 2013), waren die Küken in beiden Gebieten beim Schlupf etwa gleich groß. Dies lässt darauf schließen, dass im Speicherkoog Süd die Nahrungssituation vorteilhafter für die Uferschnepfenküken war, ohne dass hierzu konkrete Daten vorliegen. Eine direkte Folge der mutmaßlich besseren Nahrungssituation ist, dass die Küken im Speicherkoog Süd drei Tage früher flügge wurden (siehe Abschnitt 4.3.2). Damit verringerte sich auch das Risiko, Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen.

Die in den letzten Jahrzehnten beobachtete Zunahme der Prädation von Uferschnepfen- und Wiesenvogelgelegen und -küken könnte verschiedene Ursachen haben. Diese müssen sich nicht gegenseitig ausschließen und können additiv wirken:

- 1) eine zunehmend ungünstige Habitatstruktur, die Prädationen begünstigt,
- 2) eine Zunahme der potentiellen Prädatoren,
- 3) eine Abnahme potentieller Alternativnahrung für Prädatoren und ein Fehlen von ausgeprägten Wühlmauszyklen,
- 4) eine Abnahme der potentiellen Nahrung für Küken.

Die Optimierung der Habitatstruktur und ein Prädationsmanagement sind bereits Schwerpunkte des Projekts (siehe oben). Die beiden weiteren Punkte sind schwer im



Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts zu bearbeiten. Allerdings setzte auch das LIFE-Limosa-Projekt zu Beginn voraus, dass eine geringe Zahl von Kleinsäufern in den Untersuchungsgebieten Ziel des Managements sein sollte, unter der Annahme, dass diese damit für Prädatoren unattraktiv werden (Hemmerling & Miller 2011, siehe auch Köster & Bruns 2003). Deswegen wurden flächendeckende winterliche Überflutungen der Brutgebiete der Schnepfen als Maßnahme zur Verringerung des Prädationsrisikos vorgeschlagen (Hemmerling & Miller 2011). Allerdings gibt es auch alternative Meinungen: Nach Schröpfer et al. (2006) ist das Überfluten weiter Bereiche im Winter zur Reduktion der Kleinsäugerbestände kontraproduktiv für den Wiesenvogelschutz, weil dann zur beginnenden Brutzeit wenig Alternativnahrung zu Wiesenbrütergelegen und Küken vorhanden ist. Bei Kiebitzgelegen stieg der Schlupferfolg mit der Nähe zu höherer Vegetation an. Dies wurde mit einer erhöhten Verfügbarkeit von Alternativnahrung (Kleinsäuger) für potentielle Beutegreifer in Zusammenhang gebracht (Laidlaw et al. 2017). Im Gegensatz zur gezielten Verringerung von Kleinsäugerpopulationen könnte daher deren Förderung durch entsprechendes Habitatmanagement der Schlüssel zur Verringerung der hohen Prädation von Wiesenvogelgelegen und –küken sein (Laidlaw et al. 2019).

Auffällig ist in diesem Zusammenhang der Bruterfolg im Beltringharder Koog im Berichtsjahr, der anders als sonst relativ zu dem in den anderen Projektgebieten gering war. Ähnlich gering war der Bruterfolg auf der Insel Föhr, wo die Zahl der flügge gewordenen Junge/Brutpaar mit 0,23 die niedrigste seit 2011 war (Hofeditz 2019). Für die Hypothese des alternativen Nahrungsangebots für Prädatoren zur Erklärung des in früheren Jahren deutlich höheren Bruterfolgs im Beltringharder Koog spricht, dass dort die Brutvogeldichte, vor allem der Gänse, deutlich höher ist als etwa im Speicherkoog Süd (Beltringharder Koog: Graugänse 2012: 320 Revierpaare [ca. 5 RP/10 ha Landfläche³], 2019: 436 Revierpaare [ca. 6,6 RP/10 ha Landfläche]; Nonnengänse 2012: 123 Revierpaare [ca. 1,9 RP/10 ha Landfläche], 2019: 110 Revierpaare [ca. 1,7 RP/10 ha Landfläche]; Klinner-Hötker & Petersen Andresen 2012, 2019. Speicherkoog Süd: Graugänse 2012⁴: 39 Revierpaare [ca. 0,3 RP/10 ha Landfläche], 2019: nur grobe Schätzung: ≥ 51 [$\geq 0,4$ RP/10 ha Landfläche], V. Salewski, pers. Beob.); Nonnengänse 2012: 4 Revierpaare [$< 0,1$ RP/10 ha Landfläche], 2019: nicht systematisch erfasst aber auch keine Feststellung von territorialen Paaren oder Familien). Dadurch wäre im Beltringharder Koog wesentlich mehr Alternativnahrung für potentielle Prädatoren vorhanden, wenn diese hier nicht in deutlich höheren Dichten vorkommen. Im Winter 2018/2019 waren auch im Beltringharder Koog die Wasserstände relativ niedrig und im darauffolgenden Frühjahr die Dichte der Wühlmauslöcher relativ hoch (B. Klin-

³ ohne Gehölzgruppen und Wirtschaftsflächen und exklusive der Sukzessionszone im Beltringharder Koog.

⁴ Im Speicherkoog Süd wurden Graugänse nur im Rahmen der alle sechs Jahre stattfindenden Natura 2000 Kartierungen erfasst, nicht aber 2018. Angaben für 2012: B. Hälterlein, pers. Mitt.



ner-Hötker, pers. Mitt.). Dass dies nicht, wie in den anderen Gebieten, zu einem höheren Bruterfolg führte, könnte daran liegen, dass hier eben ohnehin ein großes Angebot alternativer Beute vorliegt und zusätzliches Angebot daher eine geringere Wirkung entfaltet. Diese Überlegungen zeigen den Forschungsbedarf auf, um komplexe Zusammenhänge, die den Bruterfolg von Uferschnepfen beeinflussen, zu verstehen. Zur Frage des Nahrungsangebots für Uferschnepfen im Zusammenhang mit verschiedenen Wasserständen in den LIFE-Limos-Gebieten ist eine Untersuchung am MOIN angelaufen. Leider war dabei aus logistischen Gründen der Speicherkoog Süd bei der Planung nicht mit einbezogen, was aber in der folgenden Brutsaison korrigiert werden soll. Eine ähnliche Studie zur Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Wasserständen, Kleinsäugerdichten und Prädationsrisiko fehlt leider und wäre ebenfalls wünschenswert.

6 Fazit

Der gute Bruterfolg der Uferschnepfen im Berichtsjahr hängt sicher zu einem großen Teil mit der 2019 aufgetretenen Mäusegradation zusammen. Wegen des guten Nahrungsangebots sollten sich aber auch Beutegreifer erfolgreich vermehrt haben. Nach einer Mäusegradation erfolgt in der Regel ein Zusammenbruch der Bestände (Reise 1972). Dann wäre damit zu rechnen, dass in den nächsten Jahren der Prädationsdruck auf Bodenbrüter wieder deutlich steigen und damit der Bruterfolg wieder abnehmen wird.

Die Überlebensrate einmal flügge gewordener Küken ist relativ hoch (siehe Abschnitt 4.3.5). Daher könnten nach der erfolgreichen Brutsaison 2019 in den nächsten Jahren auch die Bestände der Uferschnepfen wieder ansteigen. Damit ist vor allem ab 2021 zu rechnen, da viele, wenn nicht sogar die meisten jungen Uferschnepfen nach ihrem ersten Winter in den Überwinterungsgebieten verbleiben (Beintema 1986). Im LIFE-Limos-Projekt werden wir daher noch einmal verstärkt dafür sorgen, dass diese zusätzlichen Schnepfen bei ihrer Rückkehr geeignete Habitate vorfinden. Die Erfahrung der letzten Projektjahre zeigt jedoch, dass, wie in anderen Gebieten auch, das Optimieren von Bruthabitaten nicht ausreicht, um für einen guten Bruterfolg zu sorgen. Der Trend der abnehmenden Bestände in den LIFE-Limos-Gebieten folgt dabei einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtenden Entwicklung (Gill et al. 2007, Gedeon et al. 2014, Kentie et al. 2016, Thorup 2018). 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.

Zunehmende Prädation von Gelegen und Küken scheint DAS Problem zu sein, das im gesamten Verbreitungsgebiet zu einem nicht ausreichenden Fortpflanzungserfolg führt (Nehls 2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et



al. 2012, Kubelka et al. 2018). Allerdings fehlt weitgehend der Versuch zu erklären, was die Mechanismen sind, die zu einer erhöhten Prädation im Vergleich zur Situation vor wenigen Jahrzehnten führen. Möglicherweise ist dies eine im Zuge einer intensivierten Landnutzung veränderte Nahrungssituation für potentielle Prädatoren, unter anderem durch seltener werdenden oder gar ausbleibenden Mäusegradationen. Leider muss diese Vermutung spekulativ bleiben, da, ebenso wie zur Nahrungssituation für Küken, zielführende Untersuchungen weitgehend fehlen. Hier besteht ein großes Defizit, das verhindert, die Bestandsdynamik von Uferschnepfen genauer zu verstehen, um entsprechende Managementmaßnahmen abzuleiten und durchzuführen.

Falls diese Szenarien zutreffen, sind die Möglichkeiten des LIFE-Limosa-Projekts, diesen Entwicklungen entgegenzutreten, nur begrenzt. 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. Vor allem die Ausweitung des Einsatzes von Zäunen bietet sich an und wurde eingeleitet. Die Erfolge der Saison 2019 machen Mut, dass die Umkehr des negativen Trends auch gelingen kann.

7 Literatur

- Bairlein, F. & Bergner, G. 1995. Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt* 116: 53-59.
- Beckers, B., Barkow, A., Frede, M., Herkenrath, P., Ikemeyer, D., Jöbges, M.M., Sudmann, S.R. & Tüllinghoff, R. 2018. 40 Jahre Wiesenvogelschutz in Nordrhein-Westfalen: Entwicklung der Brutbestände von Großem Brachvogel *Numenius arquata*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Rotschenkel *Tringa totanus* und Bekassine *Gallinago gallinago*. *Vogelwelt* 138: 3-15.
- Beintema, A.J. 1986. Where in Africa do subadult Black-tailed Godwits spend the summer? *Wader Study Group Bull.* 47: 10.
- Beintema, A.J. 1995. Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. *Ringing & Migration* 16: 129-139.
- Beintema, A.J., Beintema-Hietbrink, R.J. & Müskens, G.J.D.M. 1985. A shift in the timing of breeding in meadowbirds. *Ardea* 73: 83-89.
- 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.
- Blomqvist, S., Holmgren, N., Åkesson, S., Hedenström, A. & Petterson, J. 2002. Indirect effects of lemming cycles on sandpiper dynamics: 50 years of counts from southern Sweden. *Oecologia* 133: 146-158.



- Borkenhagen, P. 2011. Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Husum Druck und Verlagsgesellschaft, Husum.
- 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.
- Bruns, H.A., Berndt, R.K. & Jeromin, K. 2004. Verbreitung, Brutbestandsentwicklung und Nahrung der Sumpfohreule (*Asio flammeus*) in Schleswig-Holstein (1989-2003). Corax 19: 357-374.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Dahl, F. & Åhlén, P.-A. 2018. Nest predation by raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in the archipelago of northern Sweden. Biol. Invasions 21: 743–755.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. Ecology 83: 3476-3488.
- Düttmann, H., Tewes, E. & Akkerman, M. 2006. Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhaven, Wesermarsch). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 175-181.
- 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.
- Esther, A., Imholt, C., Perner, J., Schuhmacher, J. & Jacob, J. 2014. Correlations between weather conditions and common vole (*Microtus arvalis*) densities identified by regression tree analysis. Basic and Applied Ecology 15: 75-84.
- 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.
- Goszczynski, J. 2002. Home ranges in red fox: Territoriality diminishes with increasing area. Acta Theriologica 47: 103–114.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. Bird Study 34: 87-91.
- Grimmberger, E., Rudloff, K. & Kern, C. 2009. Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Natur und Tier-Verlag, Münster.
- Groen, N.M. & Hemerik, L. 2002. Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. Ardea 90: 239-248.
- Groen, N.M., Kentie, R., de Goeij, P., Verheijen, B., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2012. A modern landscape ecology of Black-tailed Godwits: habitat selection in southwest Friesland, The Netherlands. Ardea 100: 19-28.
- 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., Menneböck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel, R. 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- 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.
- Hofeditz, F. 2019. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz (GWS) - „Feuerwehrtopf Föhr“ - Sachbericht 2019, BUND Inselgruppe Föhr-Amrum e.V. Unveröffentl. Ber.
- Hofeditz, F. & Bruns, H.A. 2019. Betreuungsbericht 2019 für die NATURA 2000-Gebiete in der Eidermündung. Unveröffentl. Bericht, NABU Naturzentrum Katinger Watt, Tönning.
- Hohmann, U. 1995. Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104.



- Hönisch, B., Artmeyer, C., Melter, J. & Tüllinghoff, R. 2008. Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanel-
lus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012. Habitatmodell Uferschnepfe. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Imholt, C., Esther, A., Perner, J. & Jacob, J. 2011. Identification of weather parameters related to regional population outbreak risk of common voles (*Microtus arvalis*) in Eastern Germany. Wildlife Res. 38: 551-559.
- Jacob, J. 1998. Gibt es in Thüringen 1998 eine Feldmaus Gradation? Landschaftspf. Natursch. Thüringen 35: 55–57.
- 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.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Trimbos, K.B., Groen, N.M. & Piersma, T. 2013. Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. J. Applied Ecol. 50: 243-251.
- Kentie, R., Senner, N.R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Márquez-Ferrando, R., Figuerola, J., Masero, J.A., Verhoeven, M.A. & Piersma, T. 2016. Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. Ardea 114: 213-225.
- Kirchner, K. 1969. Die Uferschnepfe. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Kleijn, D., Schekkerman, H., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M., Melman, D. & Teunissen, W.A. 2010. Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. Ibis 152: 475-486.
- Klinner-Hötker, B. & Petersen-Andresen, W. 2012. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog 2012. Integrierte Station Eider - Treene - Sorge und Westküste. Unveröffentl. Bericht.
- Klinner-Hötker, B. & Petersen-Andresen, W. 2019. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog 2019. Integrierte Station Eider - Treene - Sorge und Westküste. Unveröffentl. Bericht.
- Koop, B. & Kieckbusch, J.J. 2004. Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-491), Teilgebiet Speicherkoog Dithmarschen, Monitoring 2004. Unveröffentl. Bericht.



- Köster, H. & Bruns, H.A. 2003. Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? Ber. Vogelschutz 40: 57–74.
- 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., Bodey, T.W., Coledale, T. & Gill, J.A. 2019. Foxes, voles, and waders: drivers of predator activity in wet grassland landscapes. Avian Conservation and Ecology 14(2):4. <https://doi.org/10.5751/ACE-01414-140204>
- Laidlaw, R.A., Smart, J., Smart, M.A. & Gill, J.A. 2017. Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. J. Applied Ecol. 54: 1219-1229.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, Kopenhagen.
- LÖBF (2003, Hrsg.): Statusbericht zur naturverträglichen Bodennutzung als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Bearbeitung: Universität Kassel, Fachgebiet Ökologischer Land- und Pflanzenbau, Dr. T. van Elsen, M. Reinert, T. Ingensand. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/natur/pdf/Statusbericht-LOEBF_050404.pdf.
- Maercks, H. 1954. Über den Einfluss der Witterung auf den Massenwechsel der Feldmaus (*Microtus arvalis* Pallas) in der Wesermarsch. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdiensts 6: 101-108.
- Malpas, L.R., Kennerley, R.J., Hiron, 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.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. J. Animal Ecol. 57: 859–872.
- Meinig, H. 1995. Artenzusammensetzung und Aktivität von Kleinsäugergemeinschaften auf intensiv und extensiv genutzten Maisäckern sowie Maisackerbrachen des West Münsterlandes nach Ergebnissen aus Barberfallenfängen. Methoden feldökol. Säugetierforsch. 1: 303–310.
- Melter, J., Hönisch, T. & Tüllinghoff, R. 2009. Unusual movement of a Black-tailed Godwit *Limosa limosa* family. Wader Study Group Bull. 2: 85-87.



- MELUND (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein) 2019. Jahresbericht 2019 zur biologischen Vielfalt, Jagd und Artenschutz. Kiel.
- Mielke, L. 2015. What affects chick survival of Black-tailed godwits (*Limosa limosa*) in southwest Friesland, The Netherlands? MSc, Georg-August-Universität Göttingen und Lincoln University, Neuseeland.
- Nehls, G. 2001. Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18 (Sonderheft 2): 81-101.
- Reise, D. 1972. Untersuchungen zur Populationsdynamik einiger Kleinsäuger unter besonderer Berücksichtigung der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). Zeitschrift für Säugetierkunde 37: 65-97.
- Roodbergen, M., Klok, C. & Schekkerman, H. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. Ardea 96: 207-218.
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötter, H. 2012. Revealing the contribution of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. J. Ornithol. 153: 53-74.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2013a. Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hydrologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: http://www.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2014. Bericht 2014: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2014.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2015. Bericht 2015: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2015.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2016. Bericht 2016: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosalifelimosareport_2016.pdf.



- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2019. Wildkameran ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Natur und Landschaft 94: 59-65.
- Salewski, V. & Granke, O. 2020. Ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen *Limosa limosa* – erste Erfahrungen aus einem Pilotprojekt. Beiträge zur Avifauna Mecklenburg-Vorpommerns: im Druck.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2016. Beeinflussen Nestkameran den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*. Ber. Vogelwarte Hiddensee 23: 47-57.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2019. The Raccoon Dog – an important new nest predator of Black-tailed Godwit in northern Germany. Wader Study 126: 28–34.
- Salewski, V. & Schütze, J. 2017. Bruterfolg von Uferschnepfen an der Westküste Schleswig-Holsteins - ein Methodenvergleich. Vogelwarte 55: 187-198.
- 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.
- Schifferli, L., Spaar, R. & Koller, A. 2006: Fence and plough for Lapwings: Nest protection to improve nest and chick survival in Swiss farmland. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 123-129.
- Schmidt, W. 2007. Wie rasch kehrt die Vielfalt in artenarmen Wiesenfuchsschwanz-Wiesen zurück? - Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Extensivierung des Grünlandes. - Hercynia N. F. 40: 111–132.
- 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.



- Schuster, S., Schilhansl, K. & Peintinger, M. 2002. Langfristige Dynamik der Winterbestände von Mäusebussard *Buteo buteo* und Turmfalke *Falco tinnunculus* im Bodenseegebiet und Donaumoos. *Vogelwelt* 123: 117-124.
- Schwemmer, P., Weiel, S. & Garthe, S. 2017. Bodengebundene Prädatoren als Einflussgröße auf bodenbrütende Küstenvögel. Abschlussbericht, Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN), Tönning.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* 18 (Sonderheft 2): 55-66.
- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner Seegebiet 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.
- 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. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. *Wader Study* 125: 175-189.
- Thorup, O. 2019. Conservation studies of Ruff (*Calidris pugnax* – Kampfläufer) and Baltic dunlin (*Calidris alpina* – Alpenstrandläufer) in Schleswig-Holstein. Unveröffentl. Bericht.
- van Noordwijk, A.J. & Thomson, D.L. 2008. Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in The Netherlands estimated from ring recoveries. *Ardea* 96: 47-57.
- van Paassen, A.G., Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.
- Watzke, H. & Mensch, B. 1998. Die Agrarlandschaft – Lebensraum für Kleinsäuger. *Artenschutzrep.* 8: 35–39.
- 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.