



LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2020:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2020:

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

Erstellt von: Volker Salewski, Brigitte Klinner-Hötker & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

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

✉: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
	Abstract	2
2	Einleitung	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	8
	4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....	8
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)	12
	4.1.2 Beltringharder Koog (04-BeK)	14
	4.1.3 Speicherkoog Nord (05-SpN)	17
	4.1.4 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	19
	4.1.5 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)	21
	4.1.6 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS).....	22
	4.1.7 Eiderstedt (09-Eid).....	23
	4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)	26
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980.....	28
	4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....	30
	4.3.1 Gelegemonitoring	30
	4.3.2 Kükentelemetry	39
	4.3.3 Bruterfolg.....	41
	4.3.5 Beringung	42
5	Diskussion.....	44
6	Fazit	46
7	Literatur	47



1 Zusammenfassung

Im Jahr 2020 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 seit dem Berichtsjahr nur noch acht Projektgebieten ergab insgesamt 368 Reviere. Die meisten Revierpaare fanden sich im Beltringharder Koog (121), in den Speicherkögen Süd (107) und Nord (57), sowie im Rickelsbüller Koog (32) und im Eiderästuar (27). In den Gebieten Eiderstedt/Poppenbüll West und Alte-Sorge-Schleife brüteten 2020 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich im Beltringharder Koog (2,0), auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar (1,7) und im Gebiet Eiderstedt/Adenbüller Koog (1,6). Die Diskrepanz zwischen den hohen Revierpaarzahlen und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bei weiterer Optimierung vor allem der beweideten Flächen. 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 Gebieten aber zumeist einen negativen Trend aufweist.

In vier Projektgebieten wurden 2020 insgesamt 155 Uferschnepfengelege gefunden. Im Beltringharder Koog, im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog betrug die durchschnittliche Schlupfwahrscheinlichkeit über die gesamte Saison nach *nest-survival*-Modellen (Programm MARK) nur 3%, 3% und 21%. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 113 Gelegen konnten Fuchs (24), Marderhund (14) und Iltis (10) als wichtigste Prädatoren identifiziert werden.

Aufgrund der geringen Schlupfrate konnten im Speicherkoog Süd nur neun und im Adenbüller Koog nur sechs Küken mit Telemetriesendern versehen werden. Keines dieser Küken wurde flügge. Im Speicherkoog Süd verschwanden vier Sender spurlos, im Adenbüller Koog drei. Die restlichen Sender wurden im Gelände gefunden aber nur zwei in einen Hermelinbau eingetragene lassen auf den Prädatoren schließen. Nach *nest-survival*-Modellen betrug die Wahrscheinlichkeit für ein geschlüpftes Küken flügge zu werden in beiden Gebieten unter 1%.

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Speicherkoog Süd 0,03 und im Adenbüller Koog 0,05 flügge Küken/Revierpaar. Im Beltringharder Koog und im Ostermoor konnte kein einziger flügger Jungvogel beobachtet werden. Der zum Bestandserhalt als nötig angenommene Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar wurde damit bei weitem nicht erreicht.

Farbberingung und intensives Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurden fortgesetzt. Die Auswertung von seit 2008 erhobenen Daten mit einem Cormack-Jolly-Seber-Modell ergab eine jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 89%.



Im Zuge des Projekts wurden intensiv Uferschnepfenhabitate optimiert, ohne dass es dadurch insgesamt zu einem Anstieg der Bestände oder in den Intensivgebieten zu einem Anstieg des Bruterfolgs gekommen wäre. Die Brutsaison 2019 war die erste, in der in den meisten Projektgebieten das Projektziel eines Bruterfolgs von $\geq 0,6$ flüggen Jungen/Brutpaar erreicht wurde. Auslöser dafür war wahrscheinlich die ausgeprägte Mäusegradation in diesem Jahr. Der deshalb für 2021 erwartete Anstieg der Bestände trat schon 2020 ein, so dass es in diesem Jahr zum ersten Mal nicht zu einer Abnahme im Vergleich zur vorangegangenen Saison kam. Aufgrund des guten Bruterfolgs 2019 ist auch 2021 mit einem weiteren Anstieg der Bestände zu rechnen. Es wäre wünschenswert, dass zusätzlich zurückkehrende Uferschnepfen dann ihrerseits geeignete Habitate und optimale Voraussetzungen für ein erfolgreiches Brüten antreffen. Daher wird empfohlen, während der Restlaufzeit des Projekts verstärkt Maßnahmen zum Prädationsmanagement (Zäune um Gebiete mit relativ hoher Konzentration von Uferschnepfengelegen) und weiterhin zur Optimierung der Vegetationsstruktur (Entfernung von dichten Schilfbeständen, 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 2020. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) is the project partner.

In eight project areas, 368 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Beltringharder Koog (121), Speicherkoog Süd (107) and Nord (57), Rickelsbüller Koog (32) and Eiderästuar (27). The highest densities in suitable grassland were found in Beltringharder Koog (2.0 breeding territories/10ha), Eiderästuar/Eiderdammflächen (1.7) and Eiderstedt/Adenbüller Koog (1.6). 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 the other project areas.

In four areas subject to intensive monitoring, a total of 155 clutches was found. Hatching probabilities were 3% in Beltringharder Koog, 3% in Speicherkoog Süd and 21% in Adenbüller Koog. Losses were mainly due to predation. Cameras at 113 clutches identified Red Fox (24), Raccoon Dog (14) and Polecat (10) as main nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.03 in Speicherkoog Süd and 0.05 in Adenbüller Koog. No fledglings were observed in Beltringharder Koog and in Oster-



moor. In Speicherkoog Süd, none of the nine chicks equipped with a radio tag fledged, the same was true for the six tagged in Adenbüller Koog.

Colour-ringing and intensive search for ringed birds continued. Analysis of data collected since 2008 revealed an apparent annual survival of 89%.

During the project, Black-tailed Godwit habitats were optimized without yielding an overall increase in numbers or in breeding success in the intensively monitored areas. 2019 was the first project year in which the project goal of a breeding success ≥ 0.6 fledglings/breeding pair was achieved in most project areas. This was probably triggered by that year's pronounced mouse gradation. The resulting increase in the number of breeding pairs predicted for 2021 was already observed in 2020. This increase is expected to continue in 2021. It would thus be desirable to provide the returning birds with suitable habitat and optimal conditions for successful breeding. Therefore, for the final project years we recommend to step up measures for predation management (fencing of areas with relatively high concentrations of Black-tailed Godwits) and for optimization of vegetation structure (establishment of meadows, creation of vegetation patches with a vegetation height >20 cm during the time of hatching).



2 Einleitung

Im Jahr 2020 fand die achte 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 der ursprünglich 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 2020 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: Y. Boetsch (MOIN), H. A. Bruns, D. S. Cimiotti, D. V. Cimiotti (MOIN), O. Granke (Stiftung Naturschutz SH), J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein), J. Jacobsen (LLUR), H. Jeromin (MOIN), H. Lemke (MOIN), T. Otto (LLUR) und T. Remmers (MOIN). Der Bundeswehr und dem Team der WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Speicherkoog Süd. K.-M. Thomsen stellte die unveröffentlichten Ergebnisse einer TRIM-Analyse zum Bestand der Uferschnepfen in Schleswig-Holstein zur Verfügung.

Farbringablesungen wurden 2020 außer von den Autor*innen auch von S. Arroyo Morcillo, J. Balfagon, S. Bonthuis, M. Chardí, S. Danchenko, B. Darwinkel, J. J. de Vries, K. de Jager, B. Dies, N. Dies, A. Duijnhouwer, O. Ekelöf, H. Ertzinger, A. Evers, R. Faber, J. M. Fernández Alfaro, P. Hering, R. J. Hibma, F. Hofeditz, J. Hooijmeijer, K. Jeromin, A. Le Dreff, T. Luther, I. Ndiaye, A. Ottmann, P. M. Prado, J. Ramos Sánchez, M. Schmitz, R. Schmidt, H. Taudien, W. Tijssen, W. Thunissen, E. van der Velde, T. Voortmann und A. Wildhirt gemeldet.

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

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die seit 2020 acht Projektgebiete (Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (6) und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (2). Sie werden im Detail von Hemmerling & Miller (2011) und Salewski et al. (2013b) beschrieben und umfassten zu Projektbeginn insgesamt eine Fläche von etwa 23 000 ha. Die Projektgebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV) wurden 2020 aus der Projektkulisse genommen, da ein Management für Wiesenvögel zu aufwändig und die zur Verfügung stehenden Flächen als zu kleinräumig erschienen und zu dicht an Störkulissen wie einer Straße, Hochstaudenfluren und Röhrichten gelegen. Letztere sollen jedoch laut dem aktuellen Managementplan für den Hauke-Haien-Koog unbedingt erhalten bleiben (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume 2019). Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitaten waren ursprünglich auf insgesamt etwa 4000 ha Maßnahmenflächen in allen Projektgebieten vorgesehen (www.life-limosa.de).

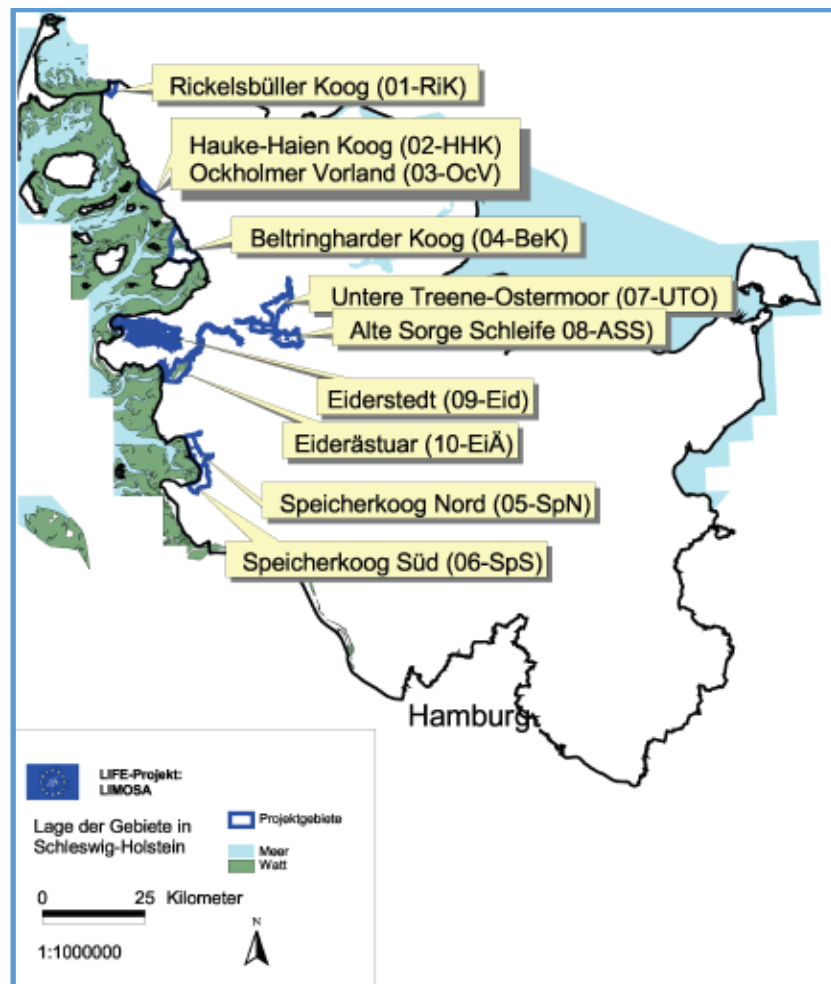


Abb. 1: Lage der acht LIFE-Limosa-Projektgebiete und der beiden Gebiete (Hauke-Haien-Koog, Ockholmer Vordeichung), die sich seit 2020 nicht mehr in der Projektkulisse befinden (aus Hemmerling & Miller 2011).



3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassungen der Bestände in den acht Projektgebieten wurden durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog) und H. A. Bruns (Speicherkoog Nord) 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 in der Nähe warnender Altvögel im Rahmen einer möglichst kurzen Begehung nach flüggen Jungvögeln gesucht.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen im Vergleich zum Vorjahr (2019) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate λ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2019} = N_{2020}/N_{2013 \text{ oder } 2019}$$

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 vier vorhandener Brutpaare in unübersichtlichem Gelände sehr eingeschränkt statt; es konnte kein Gelege gefunden werden. Um die Auswirkungen eines erstmals aufgestellten Gelegeschutzzauns zu untersuchen, wurde auch im Gebiet Poppenbüll-Ost auf Eiderstedt nach Uferschnepfengelegen gesucht (siehe unten).

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 automatische Kameras (Moultrie Game Spy M-990i und M-999i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2,5 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Auf beweideten Flächen wurde auf den Einsatz von Kameras verzichtet, da diese Weidetiere anlocken und damit das Verlustrisiko durch Viehtritt stark erhöhen.



Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd neun und im Adenbüller Koog sechs 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 Telemetrie 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 2020 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 $\Phi_{(a_2 \cdot t)} p_{(a_2 \cdot t)}$, $\Phi_{(a_2 \cdot T)} p_{(a_2 \cdot T)}$ und $\Phi_{(a_2)} p_{(a_2)}$ bezeichnet. Ein mit dem Programm Release in MARK durchgeführter *goodness-of-fit*-Test war nicht signifikant ($p > 0,05$) und zeigte damit, dass die Daten die Voraussetzungen zur Anwendung von Fang-Wiederfangmodellen erfüllten (Schaub & Salewski 2006).

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

4 Ergebnisse

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2020 insgesamt 368 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und im Ostermoor 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 Zunahme um 42 Revierpaare

(13%) auf den Maßnahmenflächen (Tab. 1). Dies bedeutet, dass zum ersten Mal seit Projektbeginn die Zahl in den LIFE-Limosa-Flächen brütender Uferschnepfen im Vergleich zum Vorjahr nicht abgenommen, sondern deutlich zugenommen hat (Abb. 2). Bezogen auf das erste Projektjahr (2013, ohne Hauke-Haien-Koog und Ockholmer Vordeichung) bedeutet dies aber immer noch einen Rückgang um 40 Revierpaare bzw. um 10%. Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten 2020 etwa 37% der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, wenn von einem Gesamtbestand von 984 Paaren (± 114 se) ausgegangen wird (TRIM-Analyse; K.-M. Thomsen, unveröffentl. Daten).

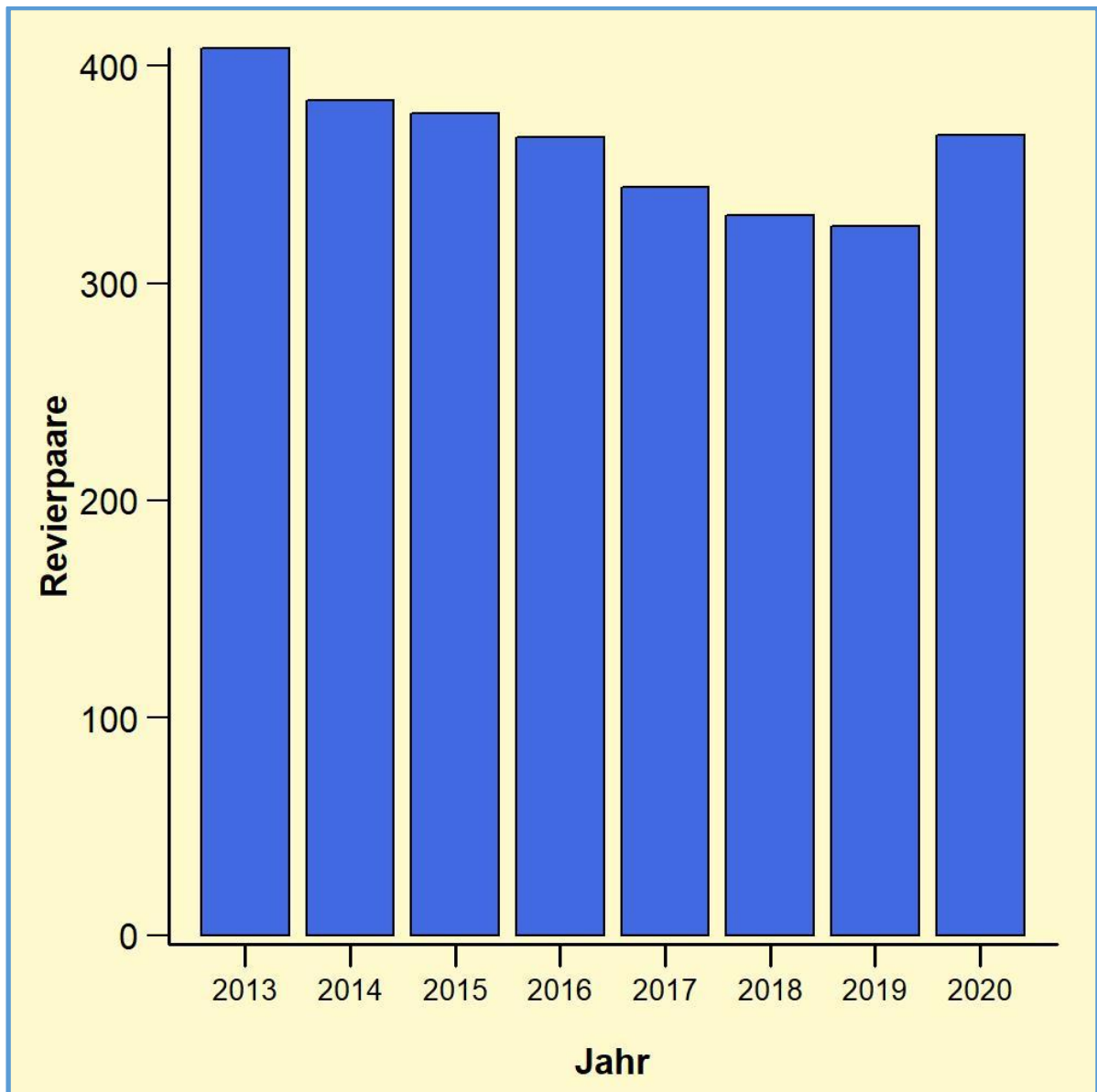


Abb. 2: Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten zwischen 2013 und 2020. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 12. Unterschiede zu früheren Berichten (2013-2019) beruhen auf der Nichtberücksichtigung der Daten zweier inzwischen ausgeschlossener Projektgebiete.



Wie in den Vorjahren wiesen der Beltringharder Koog (121 Revierpaare innerhalb der Maßnahmenflächen), die beiden Speicherköge (Süd: 107, Nord: 57), der Rickelsbüller Koog (32) und das Eiderästuar/Katinger Watt (27) die meisten Revierpaare auf. Keine Reviere wurden in Poppenbüll West und im NSG Alte-Sorge-Schleife festgestellt. In fast allen Gebieten kam es im Vergleich zu 2019 zu teils deutlichen Zunahmen der Revierpaare. Berücksichtigt man auch die im weiteren Umfeld der Maßnahmenflächen befindlichen, so nahm nur in Poppenbüll Ost die Zahl der Paare ab. Bezogen auf 2013 haben allerdings 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 Größe des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich 2020 erstmals nicht im Adenbüller Koog (1,6 Paare/10 ha), sondern im Beltringharder Koog (2,0 Paare/10 ha) (Tab. 1).

Relativ hohe Dichten im Vergleich mit den anderen Projektgebieten ergaben sich auch im Rickelsbüller Koog (0,9 Paare/10 ha) und im Speicherkoog Süd (0,8 Paare/10 ha). Werden im Eiderästuar 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. 2,2 Paaren/10 ha. Die hohen Dichten im relativ kleinen Adenbüller Koog, im Beltringharder Koog und auf den Eiderdammflächen 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, 2019 und 2020 sowie warnender Paare im Juni 2020 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 2019); rote λ -Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze λ -Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2019	Revierpaare 2020	Dichte 2020 [Revierpaare/10 ha] ^a	warnende Paare 2020	λ 2013 ^a	λ 2019 ^a
Rickelsbüller Koog	41	27	32	0,9	7	0,78	1,19
Beltringharder Koog	81	104 ^a (106)	121^a (122)	2,0	>15	1,49	1,16
Speicherkoog Nord	90	42	57	0,7	39	0,63	1,36
Speicherkoog Süd	97	99	107	0,8 ^b	11	1,10	1,08
Ostermoor	15 ^a (23)	5	4 (5)	0,2	0	0,27	0,80
Alte-Sorge-Schleife	0	0	0	0	0	-	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^a (27)	16 ^a (21)	14^a (21)	1,6	3	0,56	0,88
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1 ^a	5 ^a (7)	4	0,7	0	4,0	0,80
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	0	0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt	54	27	27	0,6	3-4 ^c	0,5	1,0
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	1	1	<0,1	-	0,5	1,0
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	0	1	<0,1	-	0,5	-
Summe	408^{a,d}(418)	326^{a,d}(335)	368^a(377)	-	60	0,90	1,13

^a innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 4, 7, 8).

^b siehe Text bzgl. unterschiedlicher Dichten in Teilflächen.

^c nur Eiderdammflächen (Abb. 10).

^d beachte den Unterschied zu früheren Berichten aufgrund der Nichtberücksichtigung des Hauke-Haien-Koogs ab 2020.



4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Mit 32 Uferschnepfenrevieren im Berichtsjahr kam es im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (27 Revierpaare) zu einer deutlichen Zunahme. Bezogen auf das erste Projektjahr (41 Revierpaare) bedeutet dies jedoch immer noch eine Abnahme um 22%. 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 (15 Revierpaare) und, neu seit 2019, im Nordosten des Koogs (acht Paare, Abb. 3). Dort waren schon in den Jahren vor 2019 mit Landschilf bewachsene Bereiche in die Bewirtschaftung überführt worden, ohne dass es zu einem Anstieg der Revierpaarzahlen in diesem Bereich des Koogs kam. Dies war 2019 trotz der Abnahme der Revierpaare im gesamten Koog der Fall. Zur Brutsaison 2020 erfolgte wiederum 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 gewesen war. Dies hebt die Bedeutung der Beweidung und Nachmahd von sonst mit Landschilf bewachsenen Flächen als habitatoptimierende Maßnahmen für Wiesenvögel hervor.

Im Süden des Koogs wurde 2016 ein 51 ha großer Polder angelegt, um in höher gelegenen Bereichen für Wiesenvögel geeignete Wasserstände zu gewährleisten (Abb. 3). Der Polder weist im Winter hohe Wasserstände auf, die zur Brutsaison auf das nötige Maß abgesenkt werden. Er war von Beginn an ein Anziehungspunkt für viele rastende Wasservögel im Winter und im zeitigen Frühjahr sowie Brutplatz für Arten wie Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Sandregenpfeifer *C. hiaticula* und Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*. Nachdem seit Projektbeginn zunächst keine Uferschnepfen im Bereich des neuen Polders gebrütet hatten, etablierten 2018 hier fünf Paare ein Revier, im Berichtsjahr waren es drei. In beiden Jahren war im Frühjahr der Wasserstand im Polder hoch. Im Frühjahr 2019 war er hingegen etwas niedriger und es brütete hier nur ein Paar. Ein höherer Wasserstand im zeitigen Frühjahr könnte somit zu einer höheren Ansiedlung von Brutpaaren führen. Er ist zudem mit einer später schneller aufwachsenden Vegetation verbunden, die bessere Versteckmöglichkeiten für Küken bietet. In Jahren, die von sehr trockenen Frühjahren geprägt sind, wie seit 2018 geschehen, ist deswegen die Rückhaltung von Wasser im Polder sinnvoll. Bei hohem Wasserstand und zu erwartenden ergiebigen Niederschlägen ist dagegen eine stufenweise Absenkung des Wassers zu erwägen, so dass für die Ansiedlung von Brutvögeln trockene Bereiche zur Verfügung stehen (J. Hansen, pers. Mitt.).

Ab Ende Mai bis Anfang Juni warnten sieben Uferschnepfenpaare intensiv im Koog, davon zwei Paare im Polder. Ende Juni konnte ein Paar mit einem fast flüggen Jung-

vogel beobachtet werden, zwei weitere flügge Jungvögel hielten sich Ende Juli im Polder auf. Diese wenigen Beobachtungen zeigen, dass der Bruterfolg 2020 sehr gering ausgefallen sein muss (J. Hansen, pers. Mitt.).

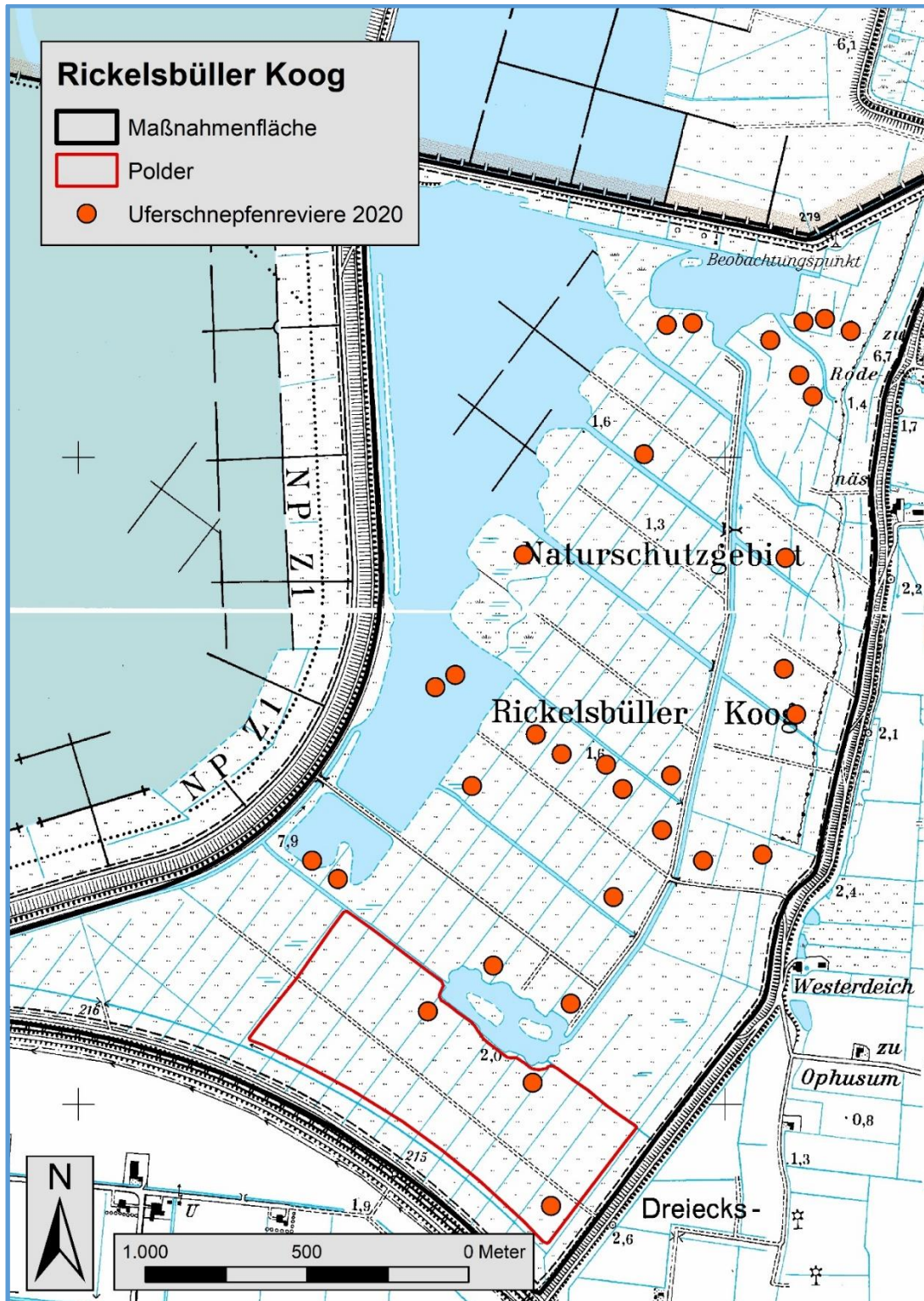


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2020. Zu beachten ist, dass die auf der Karte als Wasser gekennzeichneten Flächen nicht alle in der Brutzeit von Wasser bedeckt sind und daher Uferschnepfen auch im „Wasser“ Reviere etablieren können.



4.1.2 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 121 Revierpaaren innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 4) den höchsten Bestand und mit 2,0 Revieren/10 ha Grünland die höchste Dichte von allen Projektgebieten auf (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr (104 Revierpaare) kam zu einer Zunahme um 17 Paare ($\lambda_{2019} = 1,16$). Damit setzte sich der positive Bestandstrend seit Projektbeginn fort ($\lambda_{2013} = 1,49$). Ein weiteres Revier fand sich südlich der Arlau innerhalb des Koogs, aber außerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 4).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über den Koog verteilt. Schwerpunkte waren wie in den Vorjahren das Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ mit 38 und das Teilgebiet „Salzwasserlagune“ mit 39 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 verbundene Zurückdrängen des Röhrichts (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/16) durch das Projekt für Uferschnepfen attraktiver gestaltet worden.

Die Verteilung der Revierpaare im Koog entsprach im Wesentlichen der in den Vorjahren. Zu bemerkenswerten Änderungen kam es im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“, wo die Zahl von 31 Revierpaaren im Jahr 2019 auf 38 bzw. um 22% anstieg. Dies bedeutet eine überproportionale Zunahme bezogen auf den gesamten Koog (16%). Am deutlichsten fiel die Zunahme aber im „SO Feuchtgrünland“ aus. Hier nahm die Zahl der Paare von zwölf in 2019 auf 26 (+117%) im Berichtsjahr zu.

Sollte es nicht zu bedeutenden Umsiedlungen der in der Regel ortstreu brütenden Uferschnepfen (Groen 1993) gekommen sein, müsste das „SO Feuchtgrünland“ für neu im Koog brütende Uferschnepfen besonders attraktiv gewesen sein. Dort hatte es im Vorjahr – vermutlich aufgrund von recht ungünstigen Brutbedingungen (niedriger Wasserstand, ungünstige Vegetationsstruktur, Salewski et al. 2019) – den seit 2001 sowohl absolut als auch relativ niedrigsten Bestand gegeben. Für die nördlichen Bereiche der „Salzwasserlagune“ mag dies zutreffen, für das „N Arlauspeicherbecken“ und das Teilgebiet „Lüttmoorsee“ nur bedingt. Ausreichend Raum für brütende Schnepfen wäre aber sicher auch in den mehr südöstlich gelegenen Bereichen der „Salzwasserlagune“ und im fast revierpaarfreien „NO Feuchtgrünland“ vorhanden (Abb. 4). Vor allem in letzterem hatten in den Jahren 2013, 2015 und 2016 jeweils nach der Brutsaison umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden. Probleme im Bereich des Staukastens, die zu einer Beeinträchtigung des Wasserabflusses führten, zeigten sich zwar während der Geländearbeiten im Jahr 2015, konnten aber nicht umgehend behoben werden. Im Folgejahr war die Schadensbehebung aus technischen Gründen nicht möglich. Sie konnte schließlich zwar im Jahr 2018 eingeleitet, letztendlich aber erst 2019 abgeschlossen werden. Bis dahin war der Wasserabfluss im „NO Feuchtgrünland“ teils stark eingeschränkt. Speziell während der Wintermonate gab es zeitweise so hohe Wasserstände im Gebiet, dass dadurch



viele der neu geschaffenen Geländestrukturen vom Wellenschlag wieder eingeebnet wurden. Die anfänglichen Erfolge der durchgeführten Maßnahmen (Erhöhung der Revieranzahlen von vier im Jahr 2013 auf sieben im Jahr 2014) konnten seit 2015 nicht bestätigt werden. Die Bestände sanken wieder auf ihre ursprünglichen Werte ab.

In den Bereichen, in denen im Rahmen der hydrologischen Optimierungen im „NO Feuchtgrünland“ Grabenaushub auf den Schafsdämmen verteilt worden war, entwickelten sich zwischenzeitlich entlang vieler Gräben Zeilen dichter Vegetation (insbesondere *Epilobium hirsutum*) von teils gut einem Meter Höhe. Von den Weidetieren werden diese Pflanzen nur sehr eingeschränkt bzw. gar nicht als Nahrung genutzt. Einerseits ist es denkbar, dass diese vorhangartigen Strukturen trotz ihrer nicht allzu großen Höhen als Störkulissen wirken und somit der Brutansiedlungen von Uferschnepfen entgegenwirken könnten. Dagegen spräche allerdings die Tatsache, dass z. B. im äußersten Norden des „SO-Feuchtgrünlandes“ derartige Strukturen – in diesem Fall aus höherem Schilf bestehend – nicht sehr zu stören schienen (Abb. 4; 11 Revierpaare im Norden des „SO-Feuchtgrünlandes“). Andererseits ist – abgesehen von dem Süden des „NO Feuchtgrünlandes“, in dem sich auch die beiden Reviere im Berichtsjahr befanden – die übrige Vegetation in diesem Gebiet wegen der winterlichen Überstauungen und der hier besonders starken Beweidung durch rastende Gänse im zeitigen Frühjahr weitestgehend besonders kurz. Daher werden gerade auch die im Zuge der Bodenauftragungen entstandenen höheren Vegetationsstrukturen von Uferschnepfenfamilien verstärkt als Kükenversteck genutzt. Dabei handelt es sich auch um Familien, die aus den umliegenden Flächen eingewandert sind. Vor diesem Hintergrund dürften die Vegetationszeilen – zumindest in ihrem derzeitigen Ausbreitungszustand – noch als eher nützlich einzustufen sein. Deren weitere Ausdehnung ist allerdings zu beobachten. Gegebenenfalls müsste ihr zeitnah partiell entgegengewirkt werden.

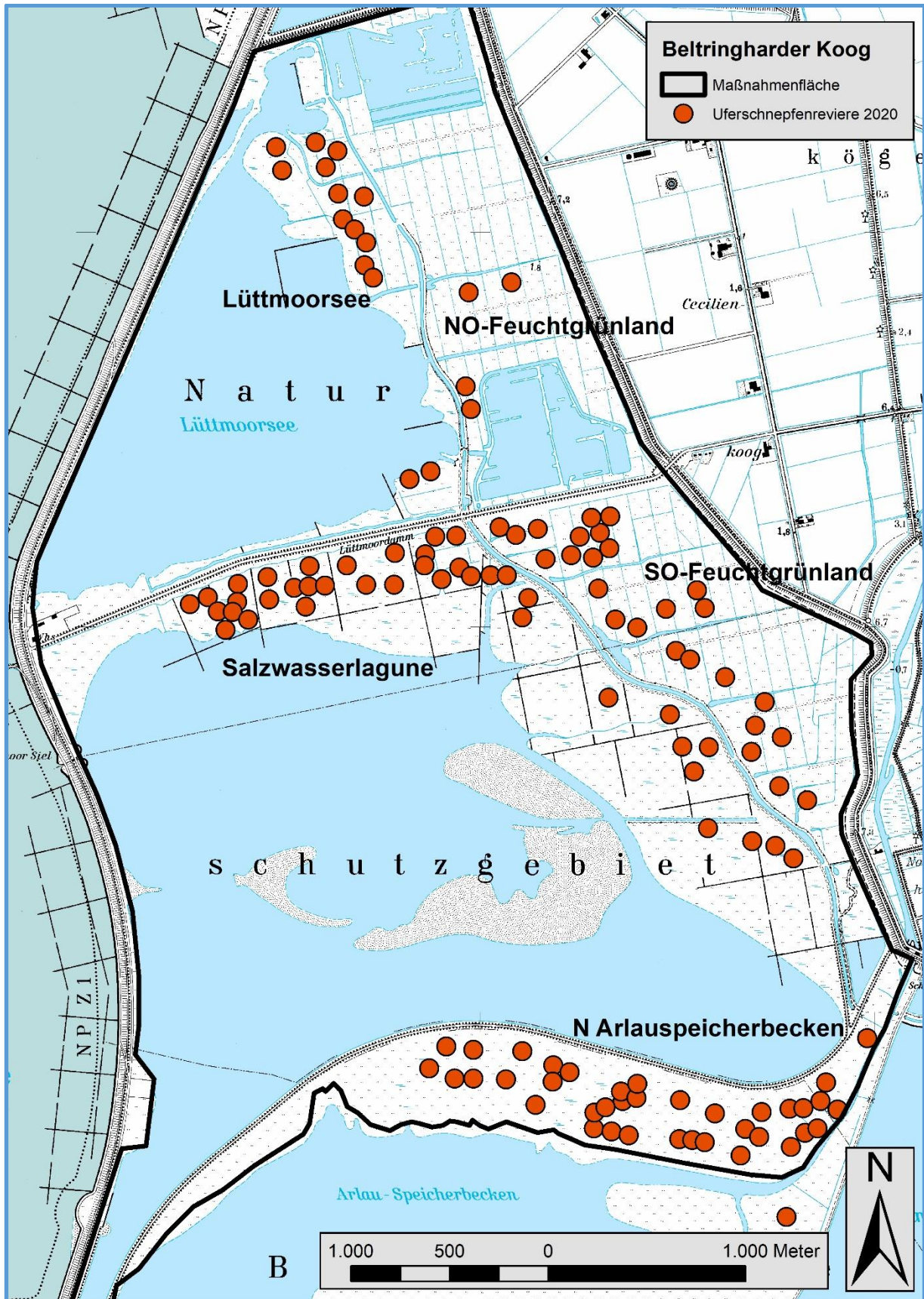


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2020.



4.1.3 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten im Berichtsjahr 57 Uferschnepfenreviere festgestellt werden (Abb. 5). Damit kam es bezogen auf das Vorjahr zum zweiten Mal in Folge zu einer Zunahme (2019: 42 Paare, 2018: 35 Paare). Nach einem starken Abfall der Revierpaarzahlen in den ersten Jahren nach Projektbeginn könnte eine sich ab 2018 abzeichnende Wende eingetreten sein, und die Zahlen nach sehr umfangreichen Maßnahmen zur Optimierung der Vegetationsstrukturen und der Wasserverhältnisse wieder steigen (siehe aber Kapitel 4.2). Bezogen auf das erste Projektjahr ist es allerdings immer noch zu einer Abnahme der Revierpaare um 37% gekommen ($\lambda_{2013} = 0,63$; Tab. 1).

Eine relativ hohe Zahl an Revieren fand sich wieder im Nordosten und im Südosten des Koogs, u. a. auch in Bereichen, aus denen durch Zäune das Weidevieh ausgeschlossen war (Abb. 5, die südlich Fläche umfasst z. T. einen Modellflugplatz). Hier kam es mit einer Abnahme (Nordosten) bzw. einer Zunahme (Südosten) um jeweils ein Paar im Vergleich zum Vorjahr zu keinen wesentlichen Veränderungen. Eine deutliche Zunahme im Vergleich zum Vorjahr gab es im zentralen Bereich zwischen dem Transportdamm im Süden und dem das NSG Wöhrdener Loch von Ost nach West durchschneidenden Arm des Wöhrdener Hafenstroms im Norden (Abb. 5). Eine weitere Bestandserhöhung war im nordwestlichen Bereich des Koogs zu verzeichnen (2019: ein Revierpaar, 2020: vier Revierpaare). Hier hatten bereits 2014/15 umfangreiche Managementmaßnahmen stattgefunden, die vor allem die Entfernung von Gehölzen betrafen. Zusätzlich wurden 2015/16 etwa 2700 m Weidezäune entfernt und großräumig hydrologische Optimierungen durchgeführt. Bisher hatten diese Maßnahmen allerdings noch keinen Erfolg gebracht, was sich nun möglicherweise ändert. Weitere Zunahmen gab es auch im zentralen Bereich südlich des Transportdamms. Nachdem in diesem Bereich, der einer der trockensten im gesamten Koog war, 2013 noch 20 Uferschnepfenpaare gebrütet hatten, kam es ab 2015 (sieben Paare) zu einer starken Abnahme auf zwischenzeitlich kein Paar (2016) und nur noch drei Paare 2019. Nach umfangreichen Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung (Verblocken von Gräben, Anlage von Blänken) vor der Brutsaison 2018 brüteten hier 2020 wieder vier Uferschnepfenpaare (Abb. 5).

Der Bruterfolg ist in der Berichtssaison im gesamten Koog wahrscheinlich eher schlecht ausgefallen, wenn auch keine genauen Zahlen dazu vorliegen. Die hohe Zahl von warnenden, Küken führenden Paaren (39, Tab. 1) bezieht sich auf Beobachtungen von H. A. Bruns zwischen dem 03. und 07. Juni. Nur wenige Tage später konnten während einer gemeinsamen Begehung des Koogs durch H. A. Bruns, O. Granke, V. Salewski und O. Thorup am 13. Juni nur noch neun warnende Paare festgestellt werden. Daraus ist zu schließen, dass trotz eines vermutlich guten Schlupferfolgs die meisten Küken wahrscheinlich nicht flügge geworden sind. Am 11. Juni konnte H. H. Müller (pers. Mitt.) allerdings drei flügge Uferschnepfenküken am Wöhrdener Loch beobachten, ein weiteres hielt sich am 03. Juli am Rohde-Teich auf.

Von besonderer Bedeutung für das Management und den Schutz von Wiesenvögeln ist der Speicherkoog Nord durch die alljährlich hier brütenden Kampfläufer (Thorup et al. 2018). Im Berichtsjahr konnte aber lediglich ein sicher brütendes Weibchen festgestellt werden (Thorup 2020).

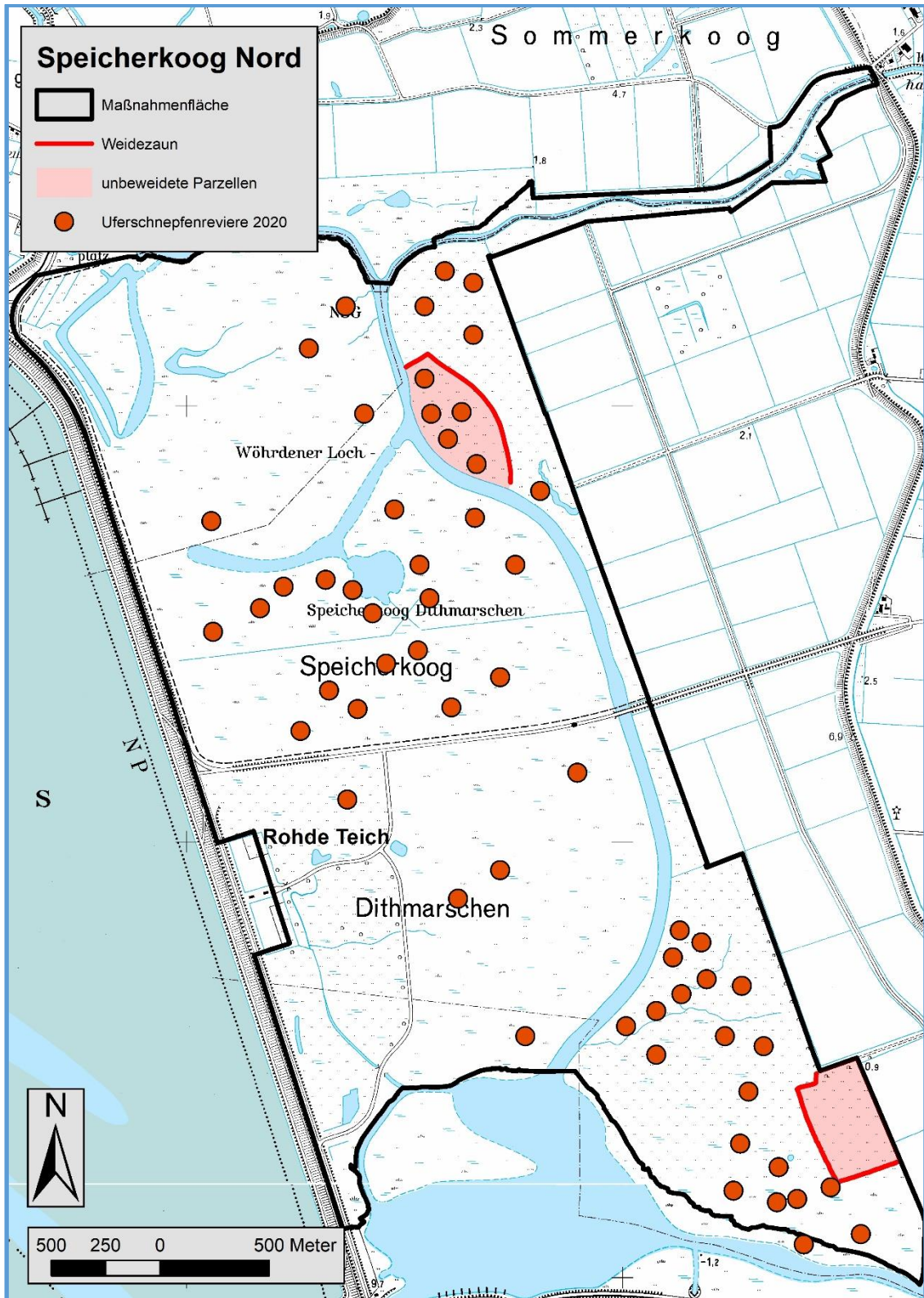


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2020.



4.1.4 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. Nach 2019 (99 Revierpaare) war es jedoch im Berichtsjahr erneut zu einer Zunahme gekommen: Es konnten 107 Revierpaare ermittelt werden. Die Siedlungsdichte lag mit 0,8 Revierpaaren/10 ha jedoch deutlich unter denen des Beltringharder Koogs und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Die relativ hohe Dichte (2,2 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (Abb. 6) zeigt aber auch das große Potenzial, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) hingewiesen hatten. Wie im Vorjahr war im zentralen Bereich wieder ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen aufgestellt worden (Abb. 6, siehe 4.3.1), innerhalb dessen sechs Uferschnepfenpaare ein Revier etablierten.

Die Zunahme der Revierpaarzahlen gegenüber dem Vorjahr ist, ebenso wie im Speicherkoog Nord, umso erstaunlicher, da sie im dritten Jahr mit einer außergewöhnlichen Trockenheit erfolgte. Weite Teile des Koogs waren dadurch im Vergleich zu früheren Projektjahren außergewöhnlich trocken, was auch einige größere Blänken betraf. Als Folge der Trockenheit kam es innerhalb des Koogs zu einer Verlagerung der Dichteschwerpunkte. Während im ganzen Koog die Revierpaare bezogen auf das Vorjahr um 8% zunahmen, kam es in den zentralen tiefer liegenden und damit auch im Trockenjahr 2020 noch etwas feuchteren Bereichen sowohl im Speicherbecken als auch in dessen Umfeld zu einer Zunahme von 14% gegenüber dem Vorjahr. Im höher gelegenen und damit trockeneren Barlter Sommerkoog waren hingegen erneut deutliche Abnahmen der Revierpaarzahlen von 2019 (9 Paare) auf 2020 (2 Paare) zu verzeichnen. 2018 hatten hier, bei einer deutlich niedrigeren Gesamtzahl von im Koog brütenden Uferschnepfen, noch 17 Paare gebrütet. 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 Habitats für Wiesenvögel zu schaffen. Die Einebnung des Aushubs, der im Zentrum des Koogs während der Anlage eines Gewässers angefallen war, würde eine an die Bedürfnisse von Wiesenvögeln ausgerichtete Management ermöglichen und die Attraktivität des Koogs für diese Arten deutlich erhöhen. Darüber hinaus könnten wenige zusätzliche Staue 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 Bodenbrüterelegen (z. B. Nester von Uferschnepfen,

Kiebitzen *Vanellus vanellus*, Säbelschnäblern, Rotschenkeln *Tringa totanus*) zum Opfer fällt. Eine zeitliche Anpassung der Bewirtschaftung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel wäre hier sehr wünschenswert.

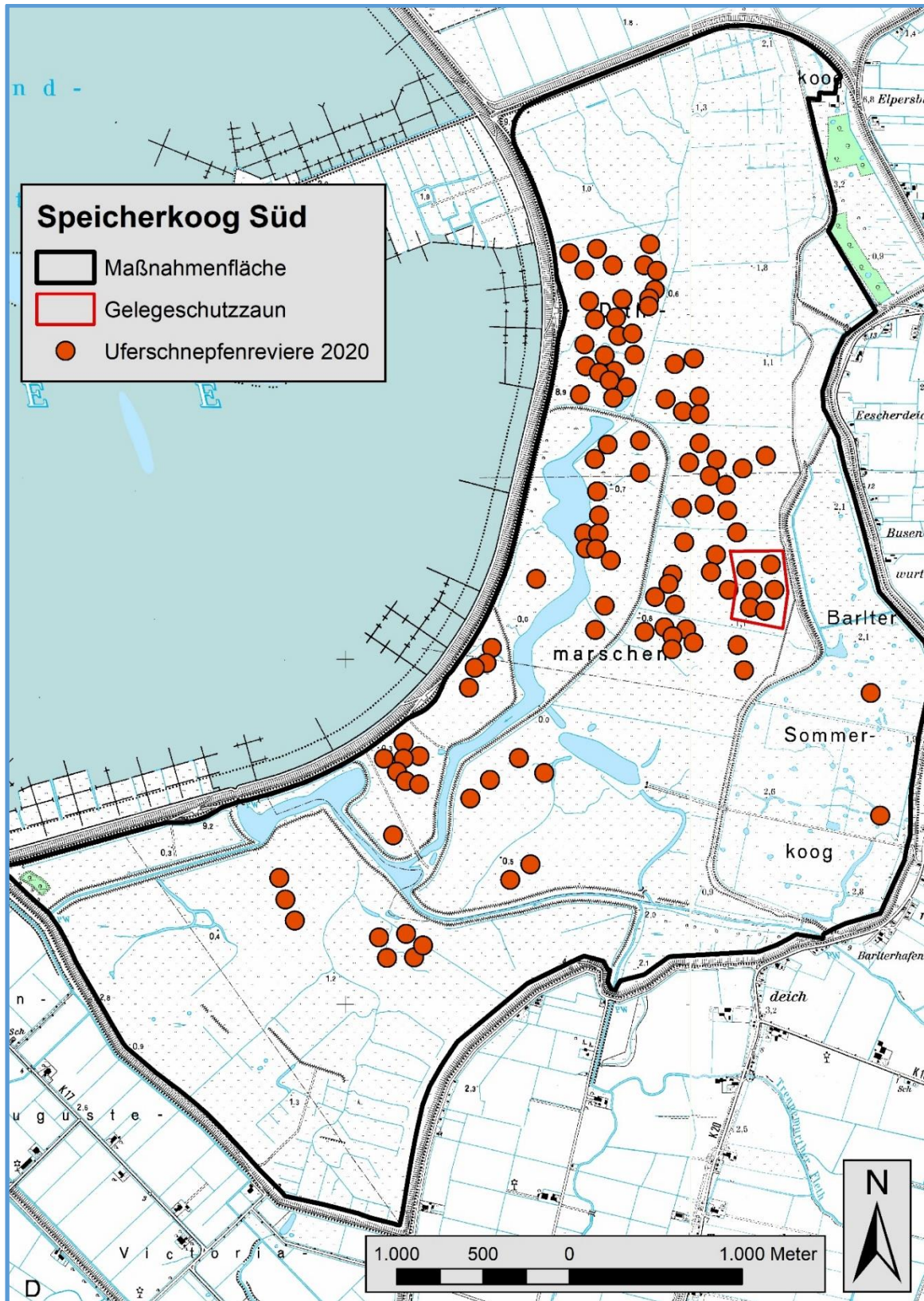


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2020.



4.1.5 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

In den Maßnahmenflächen des Ostermoors wurden 2020 nur noch vier Uferschnepfenreviere ermittelt. Zusätzlich brütete ein Paar im benachbarten Nordfelder Koog (Abb. 7). Der Bestand in den Maßnahmenflächen zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn anhaltenden abnehmenden Trend (Tab. 1). Ähnlich wie über einige Jahre im Speicherkoog Nord ist die Ursache nicht erkennbar. Das LIFE-Limosa-Management sollte durch die Umstellung der Beweidung, die Einrichtung von Mähwiesen, zusätzliche Pflegeschnitte und die Anlage von Poldern die Flächen für Uferschnepfen deutlich attraktiver gestaltet haben.

Im Süden der Maßnahmenflächen war bereits 2014/15 ein 26 ha großer Polder angelegt worden, 2016 kam nordwestlich daran anschließend ein weiterer (9 ha) hinzu (Abb. 7), der in der Brutsaison 2020 erstmals nicht mit einem stromführenden Geflügelzaun geschützt wurde. In beiden Poldern brüteten 2020 keine Uferschnepfen (Abb. 7).

Keines der im Berichtsjahr im Ostermoor brütenden Uferschnepfenpaare kam zu einem Bruterfolg. Am 20. Mai konnte ein warnendes Paar im „Mittelblock“ nördlich des Süd- und westlich des Nordpolders beobachtet werden (J. Jacobsen, pers. Mitt.), was zumindest auf den Schlupf eines Geleges hinwies. Während einer intensiven Begehung durch drei Personen (Y. Boetsch, T. Remmers, V. Salewski) am 03. Juni konnten keine warnenden Uferschnepfenpaare und auch keine flüggen Jungvögel festgestellt werden.

Auf der dem Ostermoor gegenüberliegenden Nordseite der Treene hatte die Stiftung Naturschutz in einem Altarm des Flusses (Huder Schleife, Abb. 7) ebenfalls Maßnahmen zu hydrologischen Optimierung (Anlage einer Blänke) durchgeführt. Zusätzlich wird der Zugang von der Landseite her durch einen stromführenden Geflügelzaun blockiert (Abb. 7). Hier brüteten 2020 drei Uferschnepfenpaare. Möglicherweise ist aber eines dieser Paare aus dem Ostermoor nach einem ersten erfolglosen Brutversuch in die „Huder Schleife“ übersiedelt. Alle drei Paare in der „Huder Schleife“ brachten ihre Gelege zum Schlupf. Bei zwei Nestern, die gefunden wurden, konnte dies direkt festgestellt werden. Das dritte Paar warnte, zusammen mit den beiden anderen Paaren, am 03. Juni stark. Am 08. und am 15. Juni war es allerdings nur noch ein warnendes Paar. Flüge Junge konnten während mehrmaliger Besuche im Juni nicht festgestellt werden.

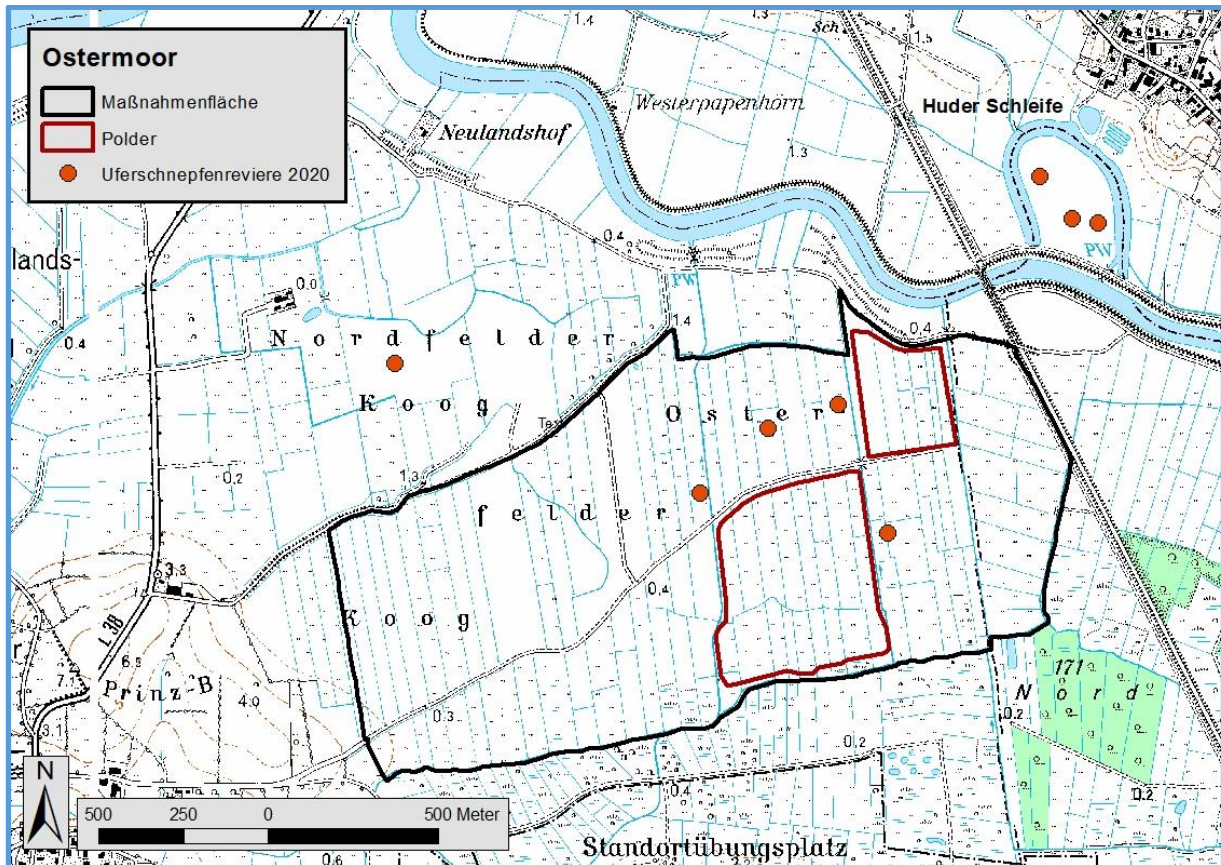


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor und im Gebiet „Huder Schleife“ 2020.

4.1.6 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im NSG Alte-Sorge-Schleife konnten im Berichtsjahr keine Uferschnepfenreviere nachgewiesen werden. Seit Projektbeginn hatten hier alljährlich keine bis drei Paare 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, der nicht zur LIFE-Limosa Kulisse gehört. Dort haben die Uferschnepfenbestände seit 1990 zugenommen und sind auch seit dem LIFE-Limosa Projektbeginn stabil. Der Bruterfolg reicht seit 2013 in den meisten Jahren und im Durchschnitt über alle Jahre aus, um einen Überschuss an flüggen Jungen zu erzeugen, 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.



4.1.7 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 14 Uferschnepfenpaare ein Revier. Zusätzlich brüteten sieben weitere auf benachbarten Parzellen (Abb. 8). Damit nahm die Anzahl der Paare in den Maßnahmenflächen um zwei ab, im gesamten Koog blieb sie jedoch konstant. Auffällig war wieder eine Reihe von Revieren im Grünland westlich der Maßnahmenflächen, wo zu Beginn des Projekts nur einzelne Paare gebrütet hatten und wo die Zahl der Revierpaare seit 2018 zunimmt. 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 4.1.5). 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 betrug die Siedlungsdichte der Uferschnepfen 1,6 Reviere/10 ha. Sie erreichte somit den zweithöchsten Wert in den Projektgebieten (Tab. 1). Zum ersten Mal seit Projektbeginn sind damit die Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog nicht die Flächen mit der höchsten Uferschnepfendichte. Zu bedenken ist dabei aber, dass eben eine Reihe von Paaren nicht in den Maßnahmenflächen gebrütet hat und dass Maßnahmen eine Flächenwirkung haben, die über die Grenzen der sich im Besitz der Stiftung Naturschutz befindenden Parzellen hinausgeht.

In Poppenbüll Ost lagen vier Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 9), wobei die flächenscharfe Zuordnung der Paare im westlichen Bereich schwierig war. Im weiteren Umfeld der Maßnahmenflächen fand sich je ein Uferschnepfenrevier südlich und nördlich des östlichen Teilbereichs sowie zwei Paare auf Parzellen westlich der L34, die von Garding nach Poppenbüll führt. Ein Bezug zu den Maßnahmenflächen war zwar in diesen Fällen nicht zu erkennen, es zeigt aber, dass diesem Teil Eiderstedts eine hohe Bedeutung für den Schutz von Wiesenvögeln zukommt.

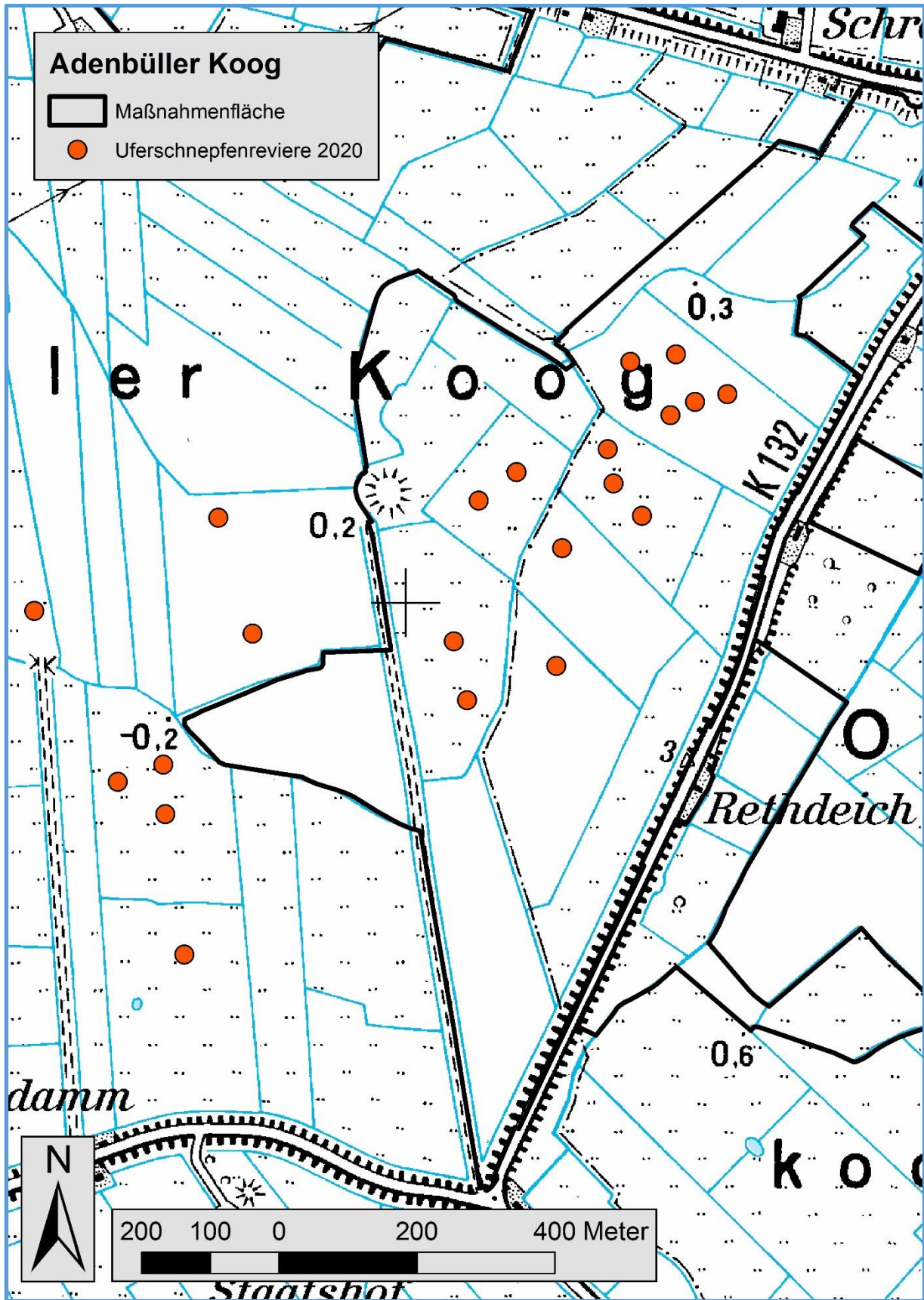


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2020.

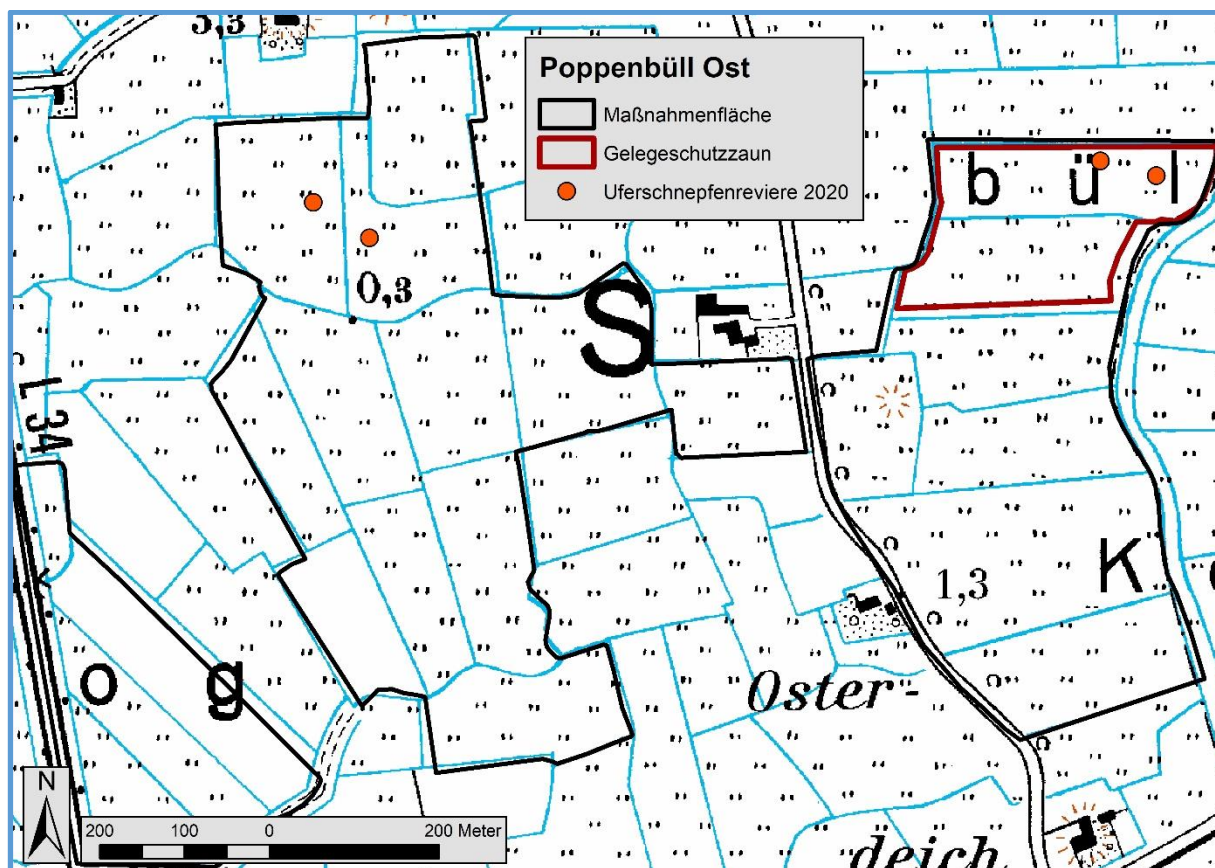


Abb. 9: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2020. Die beiden westlichen Reviere sind nicht flächenscharf abgebildet.

Zwei der Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen fanden sich östlich der Straße, die das Gebiet durchschneidet und es zusätzlich durch eine sie begleitende Baumreihe entwertet. In diesem Bereich hatten 2015/2016 umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden. Diese beinhalteten die Ertüchtigung, die Aufweitung und den Stau von Gräben und Gruppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung führte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen. Da hier 2019 vier Paare auf engem Raum gebrütet hatten, wurde im Frühjahr 2020 zum ersten Mal ein Gelegeschutzzaun installiert (Abb. 9, näheres in 4.3.1 und Salewski et al. 2020). Leider brüteten 2020 nur noch zwei Uferschnepfenpaare innerhalb des Polders. Die Installation des Zauns war jedoch der Anlass, den Schlupferfolg von Vögeln allgemein innerhalb des Zauns zu untersuchen (Salewski et al. 2020). Innerhalb des Polders fanden sich dabei auf nur 1,8 ha Fläche neben drei Uferschnepfengelegen auch neun Kiebitz-, drei Rotschenkel-, ein Austernfischer- und ein Löffelentengelege. Wegen der Anlage von Nachgelegen entsprach nicht jedes Gelege einem Revierpaar. Die hohe Zahl an von zum Teil als „gefährdet“, „stark gefährdet“ und „vom Aussterben bedroht“ eingestuft Vogelarten hebt jedoch die Bedeutung von Vernässungen zur Gestaltung von Bruthabitaten für Wiesenvögel hervor.

Im Gebiet Poppenbüll West brüteten 2020 erneut keine Uferschnepfen.

4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Eiderästuar konnten 2020, wie im Vorjahr, nur noch 27 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 10). Im Vergleich zum Projektbeginn (54 Revierpaare) hat sich damit der Bestand halbiert (Tab. 1), ohne dass dafür ein ersichtlicher Grund vorhanden gewesen wäre (siehe aber 4.3.3 Bruterfolg). Offensichtlich negative Veränderungen in der Habitatkulisse hatten nicht stattgefunden und Managementmaßnahmen wie Schilfmahd und Beseitigung von Büschen sollten eher einen positiven Effekt auf Wiesenvögel gehabt haben. Die einzelnen Teilflächen 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 weiträumig vernässt sind. Im Berichtsjahr machte sich allerdings auch hier das dritte trockene Frühjahr in Folge durch einen bereits früh in der Brutzeit niedrigen Wasserstand deutlich bemerkbar. Durch ihre reich strukturierte Vegetation erschienen die Gebiete für Wiesenvögel gut geeignet. Im „Naturinformationsareal“ und auf der „Fuchsinsel“ brüteten jeweils ein und im „Nullgebiet“ zwei Uferschnepfenpaare.

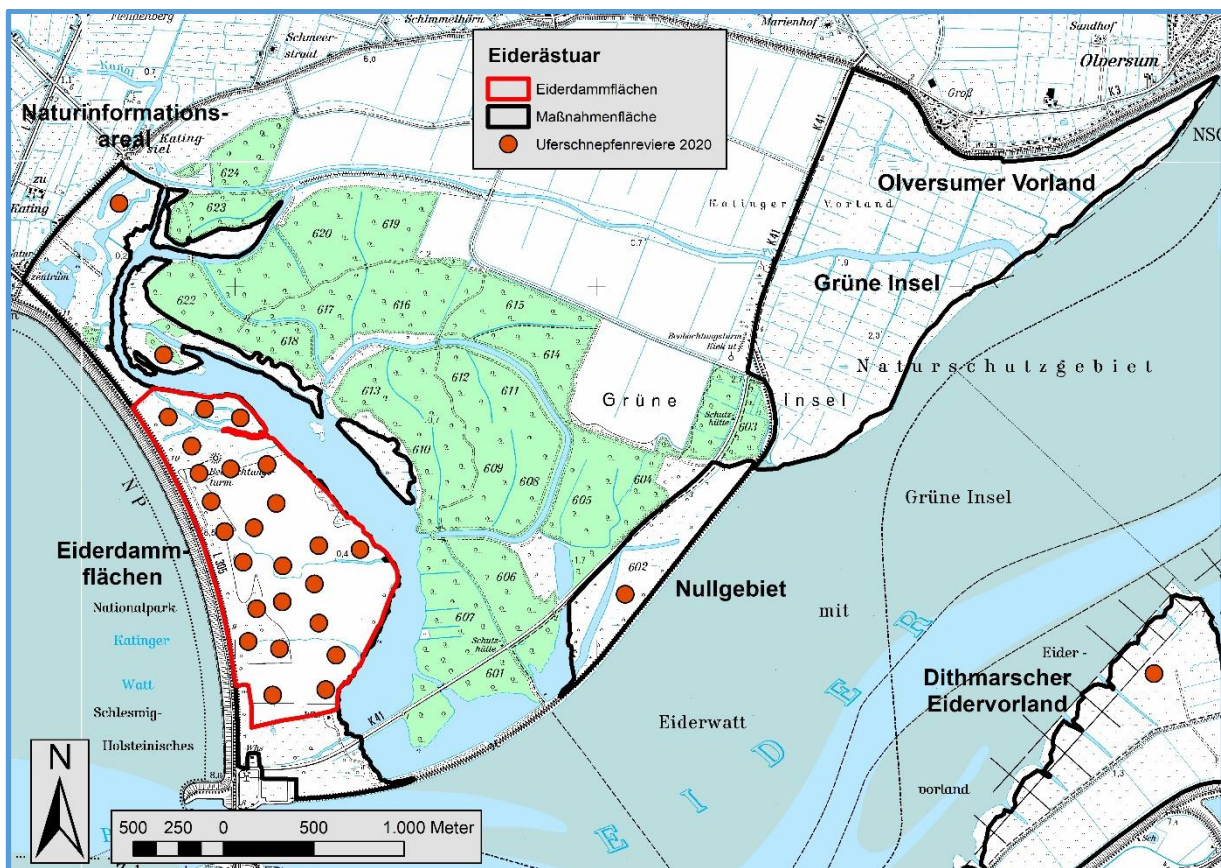


Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Katinger Watt und im Dithmarscher Eidervorland 2020.

Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (24) wiesen erneut die Eiderdammflächen auf (Abb. 10). Bezogen auf das Vorjahr erfolgte hier zwar eine Zunahme um ein Revier. Allerdings waren es 2018 noch 31 und 2017 noch 29 gewesen.



4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980

Ein Vergleich mit früheren Kartierungen zeigt, dass die Bestände in den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 12). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Letztere spiegeln nicht unbedingt einen länger anhaltenden Trend wider. Ein Beispiel dafür ist der Rückgang der Bestandszahlen zwischen 2015 und 2018 im Speicherkoog Süd, der den langfristig leicht positiven Trend seit 1980 nicht beeinflusst hat. Im Berichtsjahr brüteten dort gegenüber 2018 erneut mehr Uferschnepfenpaare, so dass der Bestandstrend trotz größerer Schwankungen längerfristig stabil und seit nunmehr 40 Jahren im Mittel leicht positiv ist. Einen langfristig deutlich positiven Trend seit der Jahrtausendwende zeigt sonst nur noch der Beltringharder Koog. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es, nach einem anfänglichen Anstieg der Revierpaarzahlen, im Adenbüller Koog. Im Speicherkoog Nord brachen die Zahlen hingegen in den ersten Projektjahren stark ein, seit 2019 steigen sie aber wieder deutlich an. Ein Vergleich der Daten aus dem Projektzeitraum mit älteren ab etwa der Mitte der 1990er Jahre zeigt jedoch, dass es sich dabei um Schwankungen handeln könnte, wie sie in den letzten Jahrzehnten regelmäßig aufgetreten sind. Gleiches trifft möglicherweise auch auf das Eiderästuar zu, wo seit Projektbeginn die Bestände stark eingebrochen sind, nachdem sie vorher 30 Jahre einen zunehmenden Trend zeigten. Allerdings entsprechen die aktuellen Zahlen in etwa denen aus 2003/04, die wiederum deutlich unter denen von 1998/99 und 2001 lagen. Der Anstieg ab etwa 2003 lässt sich durch umfangreiche Maßnahmen zur Habitatoptimierung (Entfernung von Gebüsch, hydrologische Optimierungen) erklären (H. A. Bruns, pers. Mitt.). Warum es dann allerdings trotz dieser und weiterer im Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts durchgeführten Maßnahmen ab 2013 zu einem starken Rückgang bzw. zu einem anhaltend schlechten Bruterfolg kam, bleibt unklar. Zu einer ebenfalls deutlichen Bestandsabnahme kam es trotz intensiver Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie und Vegetationsstruktur im Ostermoor, wo die Anzahl der brütenden Uferschnepfenpaare bei großen Schwankungen in den letzten 40 Jahren in diesem Zeitraum nie so niedrig war wie 2019 und 2020.

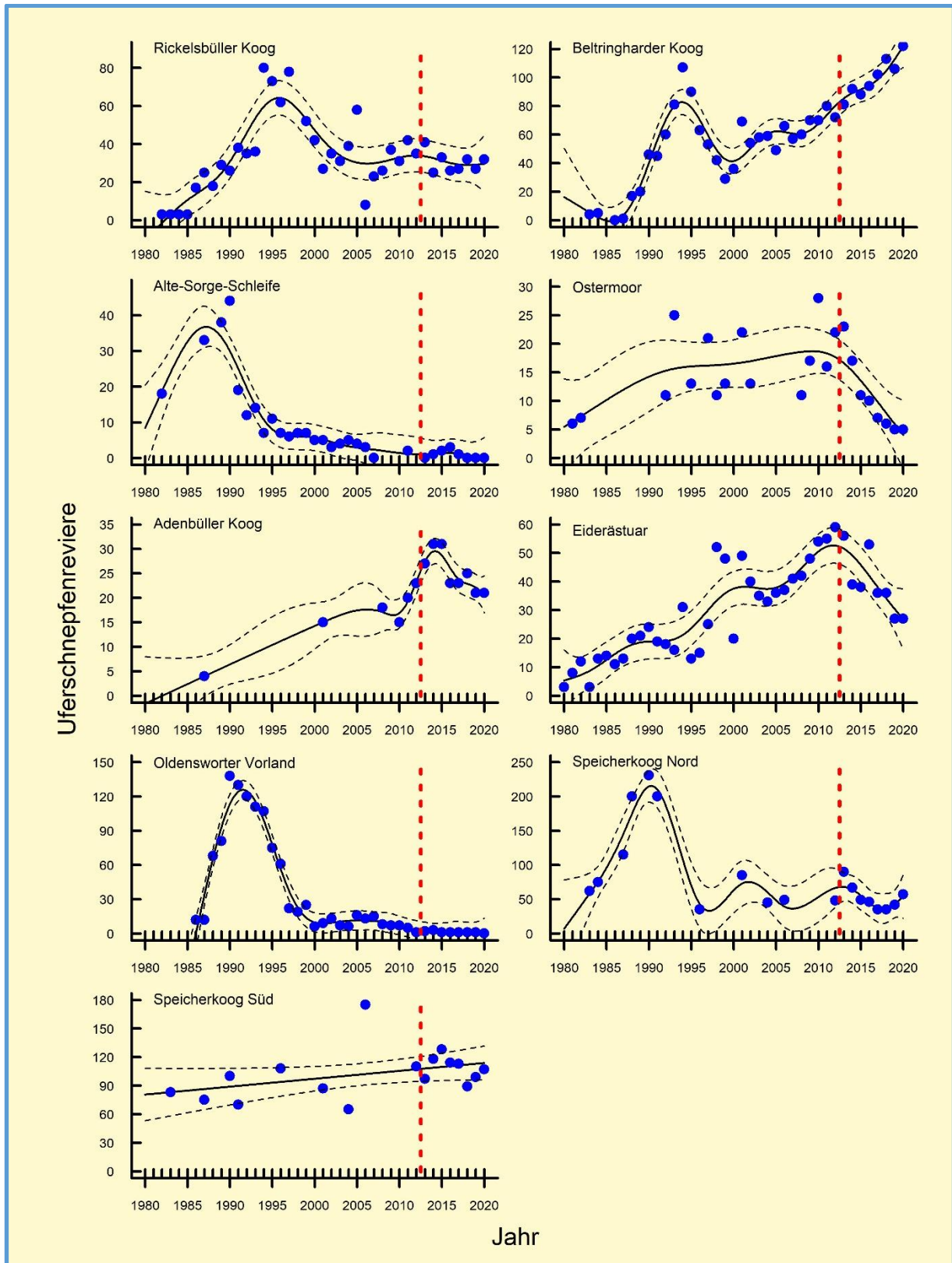


Abb. 12: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa-Flächen 1980–2020 (Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisierten additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95%-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn.). Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf letztere beschränkten. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.



4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Gelegemonitoring

Insgesamt wurden 2020 in vier Gebieten 155 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2), die Mehrzahl davon im Beltringharder Koog (100, Abb. 13) und im Speicherkoog Süd (43, Abb. 14). Im Adenbüller Koog waren es neun Gelege (Abb. 15) und in Poppenbüll Ost drei (Abb. 16).

Tab. 2: Anzahl der 2020 gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die nach dem Eindruck im Gelände ermittelten Verlustursachen.

Gebiet	Gelege	Schlupf	Prädation	Aufgabe
Beltringharder Koog	100	14	86	-
Speicherkoog Süd	43	7	34	2
Adenbüller Koog	9	3	4	2
Poppenbüll Ost	3	0	3	-
Summe	155	24	127	4

Die Schlupfrate variierte 2020 weniger stark zwischen den Gebieten als in den Vorjahren; sie war durchweg sehr niedrig. Im Beltringharder Koog kamen nur 14 der gefundenen Gelege zum Schlupf (14%), im Speicherkoog Süd waren es sieben (16%). Im Adenbüller Koog schlüpfen drei Gelege (33%), in Poppenbüll Ost keines. Damit waren die Schlupfraten im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd die jeweils niedrigsten seit Projektbeginn. Wie schon in den Vorjahren war die mit Abstand häufigste Verlustursache die Prädation der Eier. Mit 97% aller Verluste wurde allerdings auch hier 2020 ein Rekordwert erreicht. Wegen Brutaufgaben aus unbekanntem Gründen kamen vier Gelege nicht zum Schlupf. Allerdings ist auffällig, dass es sich bei drei dieser Gelege um sehr spät in der Saison angelegte handelte und dass auch das jeweils letzte gefundene Gelege im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd darunter fielen. Möglicherweise hat bei diesen späten Gelegen ein Erlöschen des Bruttriebes zur Aufgabe geführt. Durch Viehtritt gab es im Berichtsjahr keine Verluste. Im Adenbüller Koog waren sie im Vorjahr trotz des Ausbringens von Gelegeschkörben vorgekommen und auf Schafe zurückgeführt worden (Salewski et al. 2019a), die allerdings im Berichtsjahr dort nicht aufgetrieben worden waren. Von den fünf Gelegen, an denen 2020 im Adenbüller Koog Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen, waren zwei erfolgreich, zwei wurden aufgegeben und eines fiel einem Prädator zum Opfer (Abb. 15). Im Beltringharder Koog kamen 2020 zum zweiten Mal Nestschutzkörbe zum Einsatz, diesmal an drei Gelegen. Davon waren zwei erfolgreich und eines wurde prädiert (Abb. 13).

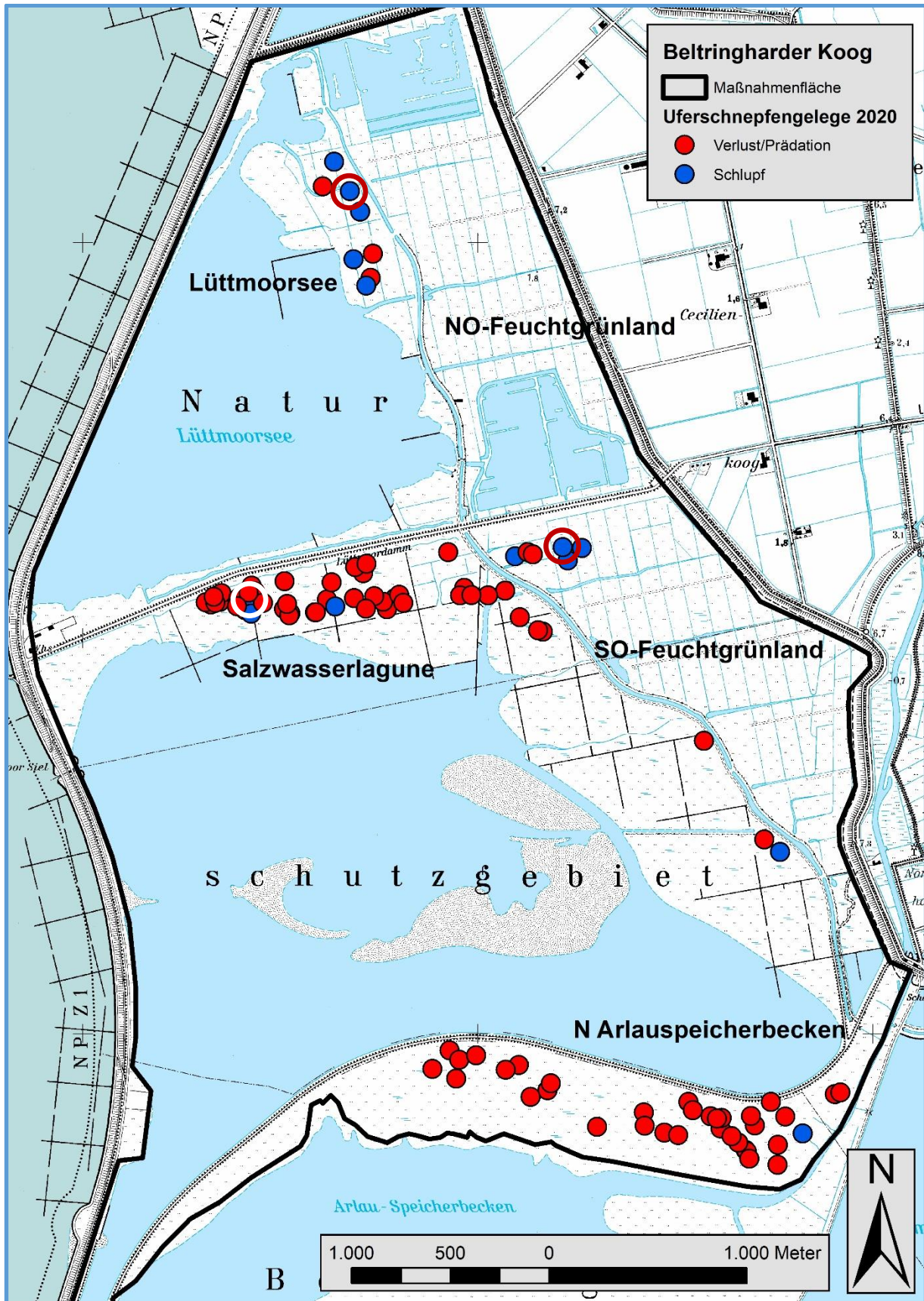


Abb. 13: Im Beltringharder Koog 2020 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise bzw. ein weißer Kreis kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.

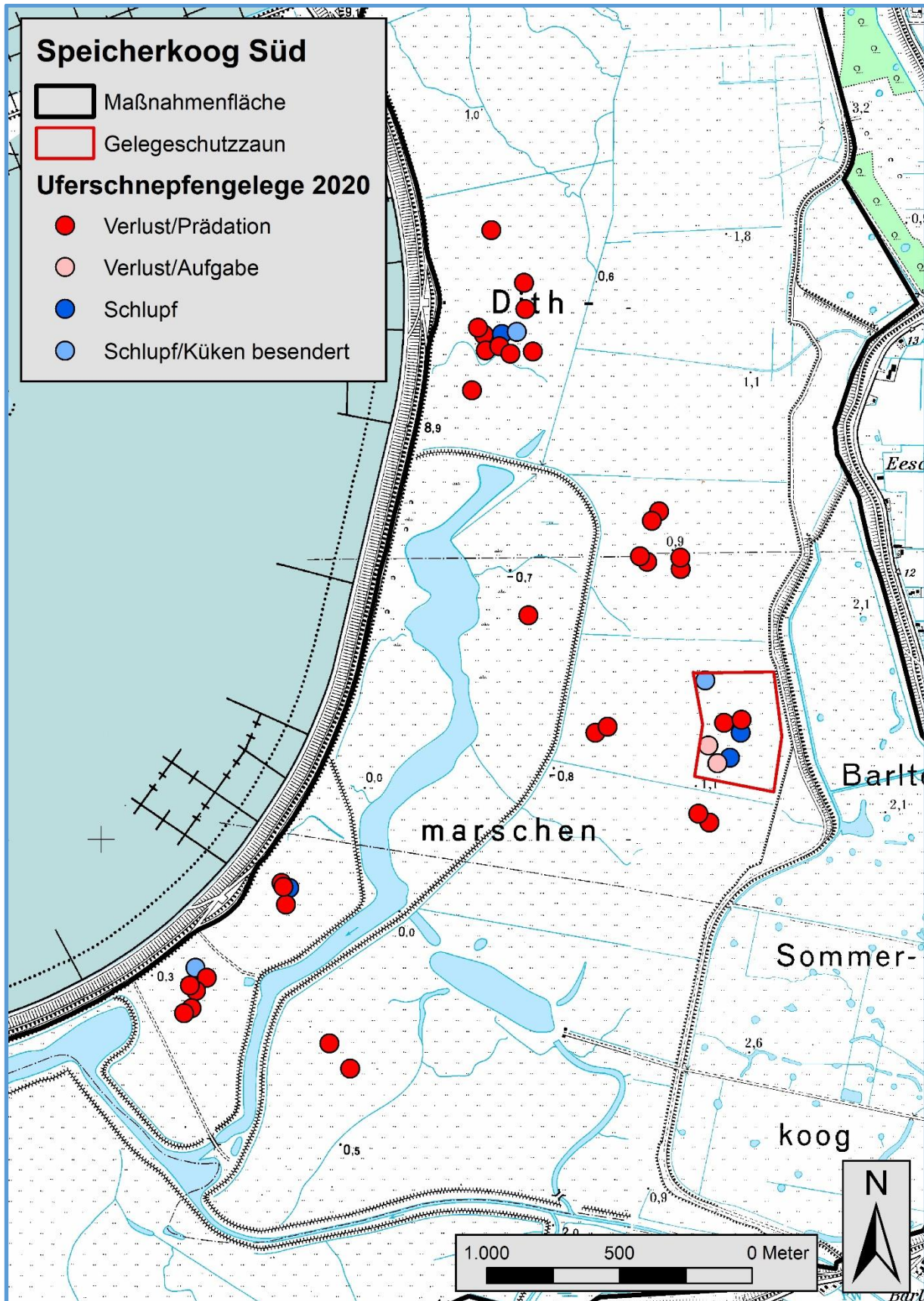


Abb. 14: Im Speicherkoog Süd 2020 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

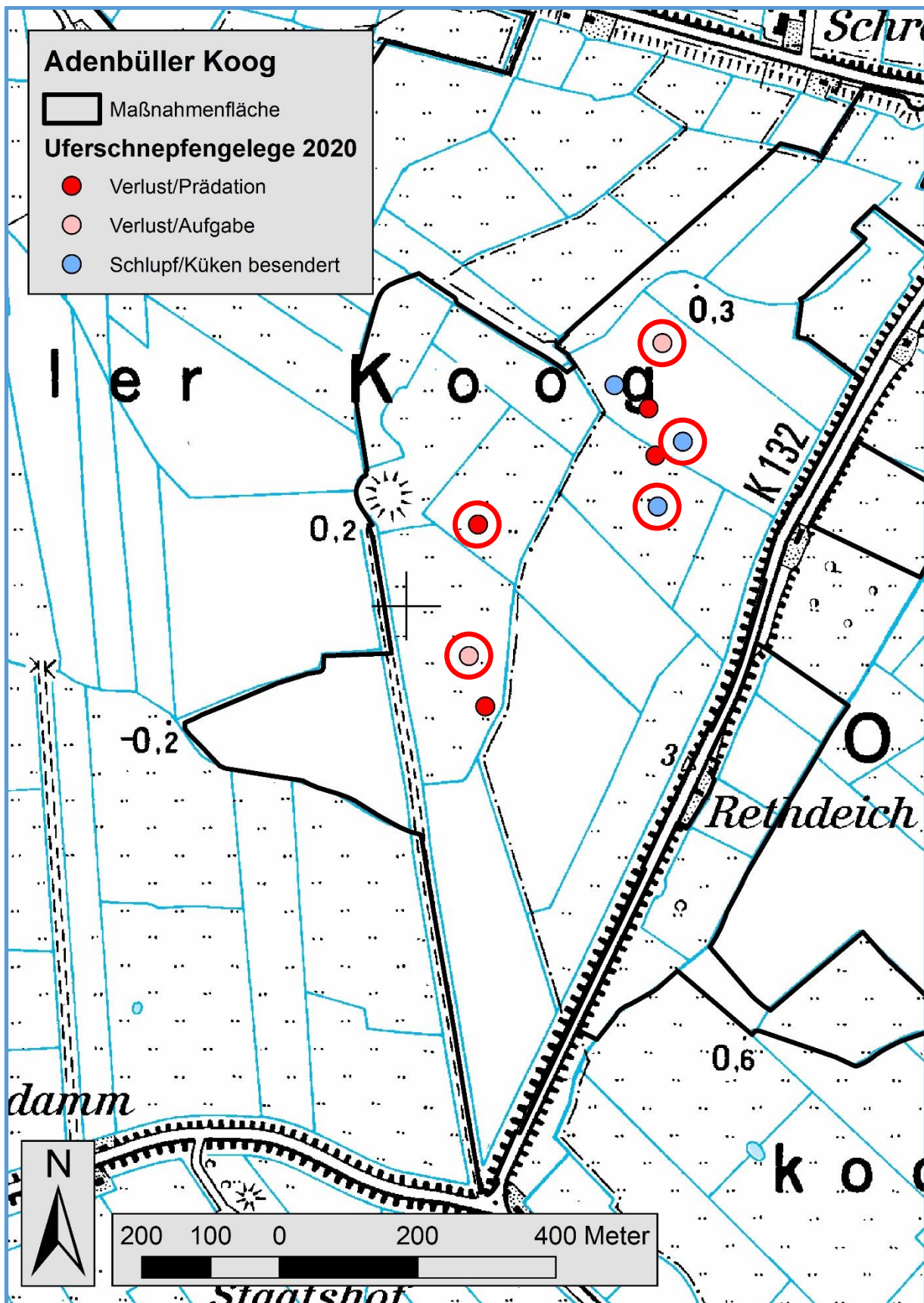


Abb. 15: Im Adenbüller Koog 2020 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.

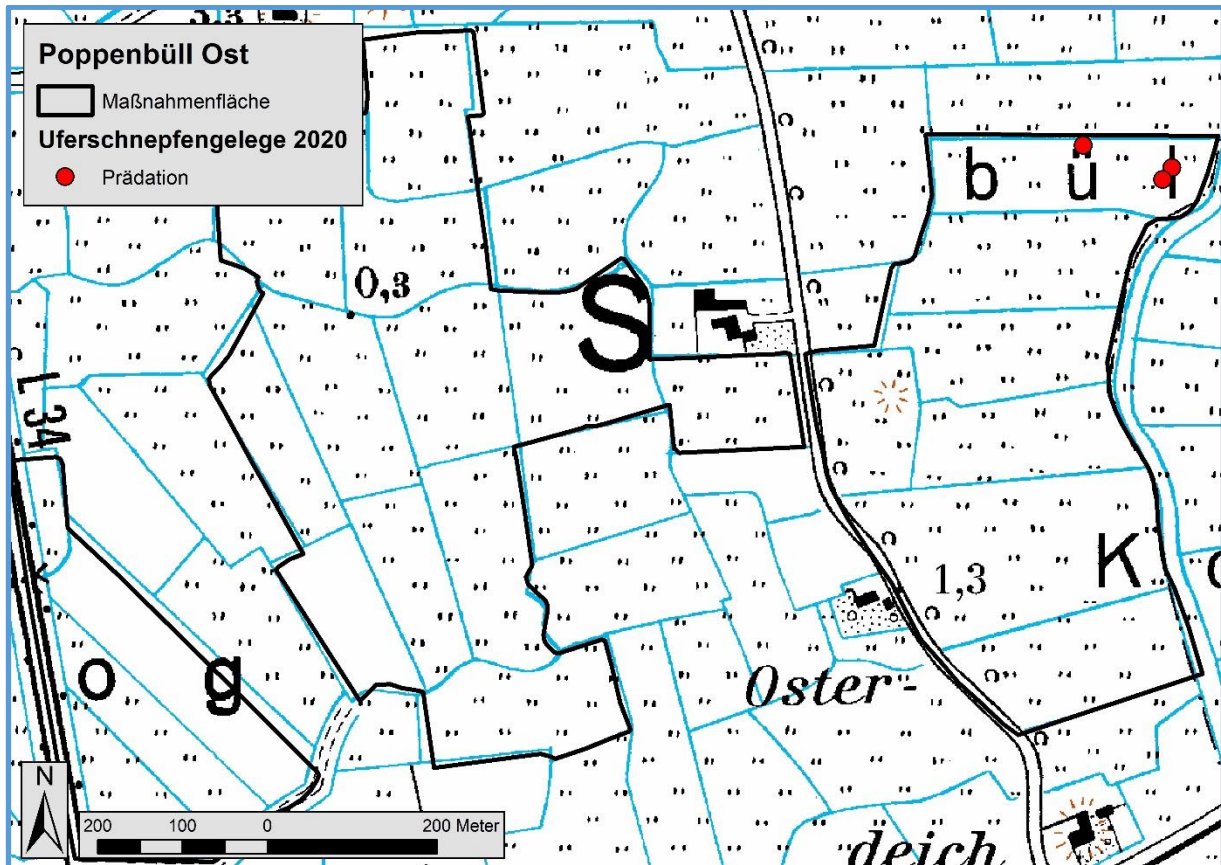


Abb. 16: In Poppenbüll Ost 2020 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 146 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 98, Speicherkoog Süd: 39, Adenbüller Koog: 9). Nicht berücksichtigt wurden Nester, die beim Fund schon aufgegeben, bereits prädiert oder gerade am Schlupf waren. In Poppenbüll Ost wurden zu wenige Gelege gefunden, um sie bei der Auswertung zu berücksichtigen.

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 Verlauf der Brut-saison konstanten täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging (Modell $\Phi_{(G)}$, Tab. 3). Das Modell mit insgesamt konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit (Modell $\Phi_{(.)}$) beschrieb die Daten beinahe ebenso gut (Tab. 3). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit war nach dem ersten Modell im Adenbüller Koog am höchsten ($0,943 \pm 0,023$), gefolgt vom Speicherkoog Süd ($0,880 \pm 0,020$) und vom Beltringharder Koog ($0,878 \pm 0,013$). Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten korrespondieren mit Schlupfwahrscheinlichkeiten von 21% im Adenbüller Koog und jeweils 3% im Speicherkoog Süd und im Beltringharder Koog. Im Vergleich mit dem bisherigen Projektverlauf fiel die Schlupfwahrscheinlichkeit im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd sehr niedrig aus (Tab. 4). Somit war eine entscheidende Voraussetzung für einen guten Bruterfolg nicht erfüllt.

Tab. 3: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ von Uferschnepfengelegen 2020 in drei Projektgebieten in Abhängigkeit von Gebiet (G), oder Tag der Saison (t), mit einem kontinuierlichen Trend über die gesamte Saison (T) oder konstant (.). 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
$\Phi_{(G)}$	477,0	0	0,41	3
$\Phi_{(.)}$	477,6	0,6	0,31	1
$\Phi_{(G+T)}$	479,0	2,0	0,15	4
$\Phi_{(T)}$	479,4	2,4	0,13	2
$\Phi_{(t)}$	554,5	77,5	<0,01	69
$\Phi_{(G+t)}$	556,1	79,1	<0,01	71

Tab. 4: Schlupfwahrscheinlichkeiten [%] von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten zwischen 2013 und 2020.

Gebiet	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Beltringharder Koog	53	26	20	47	26	58	23	3
Speicherkoog Süd	19	9	12	34	28	17	44	3
Adenbüller Koog	0	3	9	12	36	11	40	21

Wie bereits seit 2017 war auch im Berichtsjahr während der Brutsaison im zentralen Bereich des Speicherkoogs Süd ein 12 ha umfassender, stromführender Geflügelzaun zum Schutz von Gelegen installiert worden. Innerhalb des Zauns wurden sieben Gelege gefunden, von denen drei zum Schlupf kamen und zwei sehr späte Gelege (s. o.) aus unbekanntem Gründen aufgegeben wurden (Abb. 14). Zwei weitere wurden innerhalb des Zauns prädiert: Eines ging durch Rabenkrähen *Corvus corone* verloren, gegen die der Zaun nicht wirksam sein kann, das andere fiel einem Iltis zum Opfer. Eine gründliche Kontrolle ergab, dass an einem Pfahl der Zaun zu hoch über dem Boden gespannt war. Nach der Behebung des Problems traten innerhalb des Zauns keine Verluste durch Bodenprädatoren mehr auf. Vergleicht man die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen innerhalb und außerhalb des Zauns, so ergibt sich für erstere $0,856 \pm 0,025$ und für letztere $0,954 \pm 0,026$. Die Wahrscheinlichkeit eines Geleges, zum Schlupf zu kommen, betrug demnach im eingezäunten Bereich 29,4% und nur 1,8% außerhalb des Zauns. Trotz der Prädation von Gelegen und des im Vergleich zu den Vorjahren relativ schlechten Schlupferfolgs innerhalb des Zauns lag die Schlupfwahrscheinlichkeit von Gelegen, die durch den Zaun geschützt werden sollten, deutlich über der außerhalb des Zauns und der in den anderen Projektgebieten.

Im Berichtsjahr kamen Nestkameras an 113 Uferschnepfengelegen zum Einsatz (Tab. 5). Im Beltringharder Koog wurde eine dieser Kameras vorzeitig wegen Viehauftriebs abgebaut. Von den verbliebenen Gelegen kamen 19 zum Schlupf, wobei von drei Gelegen das Schlupfereignis nicht festgehalten wurde. Zwei Bruten wurden aus



unbekannten Gründen aufgegeben und 91 prädiert. Bei letzteren konnte in 35 Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst werden. Dieser Wert war im Vergleich zu den Vorjahren sehr hoch und ist offenbar darauf zurückzuführen, dass die seit 2013 eingesetzten Kameras (Moultrie Game Spy M-990i) nach sieben Jahren ihr Lebensende erreicht hatten. Viele der Kameras machten keine oder nur sehr wenige Bilder. Bei den seit 2015 im Einsatz befindlichen Kameras (Moultrie Game Spy M-999i) trat dieses Problem nicht auf. Für die kommende Brutsaison 2021 werden neuere Kameras zur Verfügung stehen.

Als Prädatoren konnten gebietsübergreifend in 24 Fällen Fuchs *Vulpes vulpes* (Abb. 17A), in 14 Fällen Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (Abb. 17B) und in zehn Fällen Iltis *Mustela putorius* (Abb. 17C) nachgewiesen werden (Tab. 5). Damit war, wie in allen Projektjahren außer 2017, die Prädation durch den Fuchs die häufigste Verlustursache von Gelegen. Dies lag allerdings daran, dass er im Beltringharder Koog stark überwog. Andere Prädatoren spielten hier keine große Rolle (Tab. 5). Im Speicherkoog Süd konnte der Fuchs 2020 nicht als Gelegeprädatoren nachgewiesen werden, obwohl Füchse sicher im Gelände vorhanden waren (Spuren, pers. Beob., Bilder auf nicht an Nestern stehenden Fotofallen). Die häufigste nachgewiesene Verlustursache von Gelegen war hier die Prädation durch den Marderhund, gefolgt von der durch den Iltis. Dies spiegelten auch Beobachtungen im Gelände wider. Obwohl im Jagdjahr 2019/20 25 Marderhunde im Speicherkoog Süd erlegt worden waren (H. Schmidt-Harries, pers. Mitt.), konnten im Koog 21 der für die Art typischen Latrinen (Grimmberger et al. 2009) gefunden werden. Die höchste Jagdstrecke seit 2010, dem Jahr mit dem ersten Marderhundnachweis im Speicherkoog Süd, und der erstmalige Fund einer großen Anzahl von Latrinen deuten darauf hin, dass sich der Marderhund im Gebiet stark vermehrt hat und einen deutlichen Einfluss auf den Schlupferfolg von Wiesenvogelgelegen gehabt haben dürfte. Erstmals nachgewiesen wurde mit einem Fall in Poppenbüll Ost der Igel *Erinaceus europaeus* als Prädatoren von Uferschnepfengelegen. Einige Uferschnepfengelege fielen 2020 auch Vögeln zum Opfer. Dabei handelte es sich im Speicherkoog Süd in je zwei Fällen um Rabenkrähen (Abb. 17F) und Heringsmöwen *Larus fuscus* (Abb. 17G) und im Beltringharder Koog einmal um eine Silbermöwe *L. argentatus* (Abb. 17H).

Tab. 5: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras in der Brutsaison 2020.

Gebiet	Gelege	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Verlust										
				Prädation (nicht erfasst)	Fuchs	Marderhund	Ilitis	Dachs	Steinmarder	Igel	Rabenkrähe	Herringsmöwe	Silbermöwe	Aufgabe
Beltringharder Koog	75*	11	2	26	24	5	4	1	-	-	-	-	1	-
Speicherkoog Süd	36	5	1	8	-	9	6	-	1	-	2	2	-	2
Poppenbüll Ost	2	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Summe	113	16	3	35	24	14	10	1	1	1	2	2	1	2

* Eine dieser Kameras wurde wegen Viehauftrieb vorzeitig abgebaut.

Damit traten zum ersten Mal seit Projektbeginn Möwen als Gelegeprädatoren auf. Der Anteil von durch Vögel verursachten Verluste blieb jedoch auch im Berichtsjahr mit 9% aller mittels Kameras nachgewiesener Prädatoren weiterhin gering. Dies entspricht den Ergebnissen der meisten Untersuchungen in anderen Gebieten. Oft war auch dort der Fuchs der Hauptprädator (Jonas 1979, Seitz 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Teunissen et al. 2008). Lediglich in einer Studie überwogen die im Rahmen von LIFE-Limosa bisher nicht nachgewiesene Sturmmöwe *Larus canus* (Lind 1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zunahme von Raubsäugetieren (Langgemach & Bellebaum 2005). Ein zielführendes Prädationsmanagement sollte sich daher zunächst auf die oben genannten Säuger konzentrieren, da Prädationen durch Vögel als Verlustursachen von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielen (siehe aber Salewski & Schütze 2017 wegen Ursachen von Kükenverlusten).



Abb. 17: Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2020. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis, D: Steinmarder, E: Igel, F: Rabenkrähe, G: Heringsmöwe, H: Silbermöwe.

4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Wiesenvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da zwar als Folge von Gelegeverlusten oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber nach Kükenverlusten (Schekkerman et al. 2009). 2020 wurden im Speicherkoog Süd neun und im Adenbüller Koog sechs junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet. Die im Vergleich zu den Vorjahren geringe Zahl besendeter Küken spiegelt den geringen Schlupferfolg in beiden Gebieten wider.

Wie in den Vorjahren verschwand ein großer Teil der Sender (7) 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 zwei Sender im Speicherkoog Süd. Diese lagen zusammen mit den Ringen auf trockenem älteren Mahdgut an einem Grabenrand. Hier wurden gelegentlich Rohrweihen beim Kröpfen von Beute beobachtet. Möglicherweise ist dies ein Hinweis auf die Todesursache der Küken.

Drei besenderte Küken wurden tot gefunden. Eines davon lag noch in der Nestmulde und war höchstens einen Tag alt geworden, die Todesursache blieb unklar. Zwei weitere Küken lagen dicht beieinander, einem davon fehlte der Kopf. Es ist anzunehmen, dass auch diese Küken einem unbekanntem Prädator zum Opfer gefallen waren. Damit konnte für die meisten prädierten Küken der Prädator nicht eindeutig identifiziert werden. Lediglich zwei tote Küken, die in einen Hermelinbau eingetragen wurden, ließen auf den Prädator schließen. Ein frisch geschlüpftes Küken, das unmittelbar neben der Nestmulde gefunden wurde, könnte von Rindern zertreten worden sein. Keines der besenderten Küken wurde flügge.

Tab. 6: Verbleib der Sender bzw. der mit Sendern ausgestatteten Küken im Jahr 2020.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Sender spurlos verschwunden	4	3
Prädation, Sender im Gelände gefunden	2	0
Prädation, Hermelin	2	0
Todesursache unklar, totes Küken gefunden	1	0
Prädation, totes Küken gefunden	0	2
Viehtritt? Totes Küken gefunden	0	1
Flügge	0	0
Summe	9	6

Von den Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenschancen der Küken 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 $0,837 \pm 0,039$, was einer Wahrscheinlichkeit von unter 1% 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 ebenfalls zu. Im Speicherkoog Süd wurde dagegen angenommen, dass die Küken bereits im Alter von 24 Tagen fliegen können (Salewski et al. 2019a). Aus der oben angegebenen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ergab sich dann für ein im Speicherkoog Süd geschlüpftes Küken eine Wahrscheinlichkeit von 1,4%, flügge zu werden.

Tab. 7: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ von im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2020 besenderten Uferschnepfenküken in Abhängigkeit von Gebiet (G) oder Tag der Saison (t), mit einem kontinuierlichen Trend über die gesamte Saison (T) oder konstant (.). 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
$\Phi_{(.)}$	54,6	0	0,416	1
$\Phi_{(T)}$	55,4	0,8	0,269	2
$\Phi_{(G)}$	56,2	1,6	0,188	2
$\Phi_{(G+T)}$	56,9	2,3	0,127	3
$\Phi_{(t)}$	127,3	72,7	<0,001	31
$\Phi_{(G+t)}$	132,1	77,5	<0,001	32

Im Berichtsjahr erreichte die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden den niedrigsten Wert seit 2014, dem Beginn der Kükentelemetrie im Speicherkoog Süd (Abb. 18). Wie in den Vorjahren ist davon auszugehen, dass Prädation die hauptsächliche Verlustursache von Küken war. Allerdings können auch 2020 durch den hohen Anteil verschwundener Sender (Tab. 6) keine Schlüsse zum Prädatorenspektrum gezogen werden. Studien aus den Niederlanden (Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008) zeigen, dass Küken zu etwa gleichen Anteilen nachtaktiven Säugern und tagaktiven Greifvögeln zum Opfer fallen. 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 (Schekkerman et al. 2006).

Wegen der sehr hohen Sterblichkeit der besenderten Küken im Berichtsjahr wurde lediglich eines im Speicherkoog wieder gefangen, um den Sender nachzukleben. Deswegen präsentieren wir hier keine Daten zum Kükenwachstum.

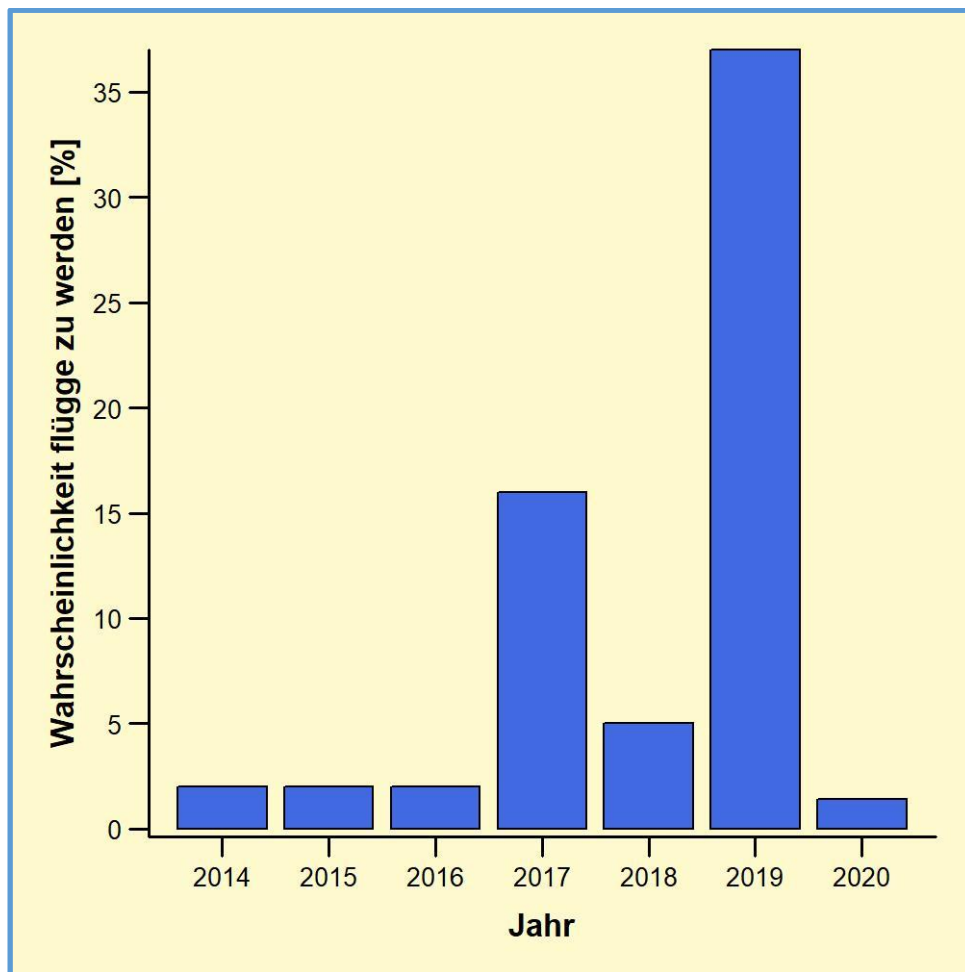


Abb. 18: Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2020 besenderten Uferschnepfenküken, flügge zu werden.

4.3.3 Bruterfolg

Der Bruterfolg erreichte 2020 in den vier Intensivgebieten die bei Weitem niedrigsten Werte seit Projektbeginn (Tab. 8). Im Beltringharder Koog konnte trotz der 121 Revierpaare kein einziger flügger Jungvogel beobachtet werden, das gleiche gilt für das Ostermoor mit allerdings deutlich weniger Revierpaaren (4). Im Speicherkoog Süd wurden bei 107 Revierpaaren drei Uferschnepfenküken flügge. Im Adenbüller Koog gelang dies wahrscheinlich einem Küken. In den anderen LIFE-Limosa-Gebieten wiesen die weitgehend fehlenden Beobachtungen von flüggen Küken ebenfalls darauf hin, dass 2020 das Jahr mit dem niedrigsten Bruterfolg seit Projektbeginn war. Für Schleswig-Holstein geben Helmecke et al. (2011) einen zum Bestandserhalt nötigen Bruterfolg von 0,46 flüggen Jungen/Brutpaar an. Dieser wurde somit auch 2020, wie in den meisten Gebieten und Jahren seit Projektbeginn, erneut nicht erreicht (Tab. 8).

Tab. 8: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2020 und daraus abgeleiteter Mindestbruterfolg in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn (jeweils Mindestwerte). Fett: Bruterfolgswerte von mindestens 0,46 flügge Junge/Brutpaar, wie sie zum Bestandserhalt notwendig erachtet werden (Helmecke et al. 2011).

Projektgebiet	flügge Jungvögel*	Bruterfolg [flügge Junge/Brutpaar]							
		2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	0	0,00	0,22	0,71	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	3	0,03	0,93	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor	0	0,00	1,20	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	1	0,05	0,91	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	0,00

4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog, im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog wurden 2020 insgesamt 28 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 9). Von diesen erhielten elf zusätzlich eine individuelle Farbbringkombination (8 Adulte, 3 Küken). Bei 17 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbberingung noch zu kurz waren.

Tab. 9: Anzahl der 2020 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metallring und Farbringe	Metallring und Farbringe
Beltringharder Koog	-	2	4
Speicherkoog Süd	11	1	4
Adenbüller Koog	6	-	-

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 397 individuell mit Farbringen gekennzeichneten Vögeln über 8800 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa-Brutgebieten wurden auch 2020 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen und aus den Überwinterungsgebieten gemeldet (Abb. 19). So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen in Portugal (Februar), Spanien (Februar, März) und aus den Niederlanden (Februar, März, April) dokumentiert. Vom Wegzug und aus den Überwinterungsgebieten liegen Beobachtungen aus Spanien (Juli, August), Portugal (Juli, September) und aus dem Senegal (Juli) vor.

Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit ergab, dass das Modell, welches von einer konstanten jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit beider Altersklassen ausgeht, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen

$89 \pm 1\%$, 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, $57\% \pm 5\%$.

Tab. 10: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ und der Beobachtungswahrscheinlichkeit p farbberingter Uferschnepfen. Berücksichtigt werden ein Alterseffekt (a_2 ; Unterschied zwischen Küken und Adulten), jährliche Unterschiede (t) und ein stetiger jährlicher Trend (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
$\Phi_{(a_2)}p_{(a_2)}$	2271,7	0	0,91	4
$\Phi_{(a_2+T)}p_{(a_2+T)}$	2276,5	4,8	0,09	8
$\Phi_{(a_2+t)}p_{(a_2+t)}$	2292,3	20,6	<0,01	48

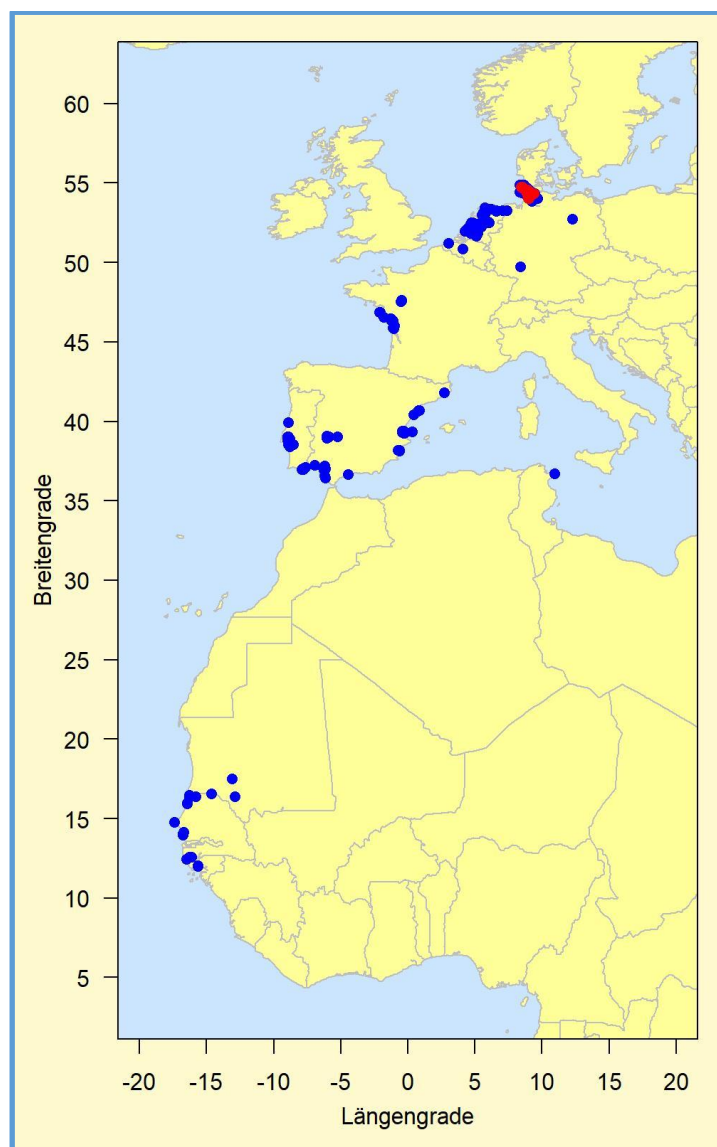


Abb. 19: Zug schleswig-holsteinischer Uferschnepfen. Dargestellt sind die Brutgebiete, in denen seit 2008 Uferschnepfen vom MOIN farbberingt wurden (rote Punkte), sowie die Lokalitäten von Wiederbeobachtungen dieser Vögel (blaue Punkte) bis Oktober 2020.



5 Diskussion

Seit 2013 optimiert das LIFE-Limosa-Projekt in den Projektgebieten Bruthabitate für Uferschnepfen. Dies erfolgt basierend auf Erkenntnissen verschiedener wissenschaftlicher Studien zur Habitatwahl der Art (Düttmann et al. 2006, Groen et al. 2012, Hötter et al. 2012) und Vorschlägen eines internationalen Expertengremiums, welches die Projektgebiete im Rahmen der für LIFE-Projekte vorgesehenen „expert visits“ bereits zweimal besuchte. Bisher haben die Maßnahmen jedoch nicht dazu beitragen können, den Bruterfolg in den Intensivgebieten zu erhöhen. Mit Ausnahme des Beltringharder Koogs hat sich zudem in keinem der Projektgebiete eine deutliche Zunahme des Brutbestands gezeigt, wenn auch 2020 zum ersten Mal während der Projektlaufzeit ein Anstieg bezogen auf das Vorjahr zu verzeichnen war.

Das vorangegangene Jahr (2019) zeichnete sich durch einen außergewöhnlich guten Bruterfolg in einigen Projektgebieten aus. Zum ersten Mal war in drei der vier Intensivgebiete das Projektziel eines Bruterfolgs von mindestens 0,6 flüggen Junge/Brutpaar nicht nur erreicht, sondern auch deutlich übertroffen worden (Salewski et al. 2019a). Ähnliche Beobachtungen lagen aus Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse vor und wiesen auf einen generell guten Bruterfolg der Wiesenvögel hin. Uferschnepfen zeigen eine hohe Ortstreue zu ihrem einmal gewählten Brutplatz und Jungvögel tendieren dazu, wenn auch in geringerem Maße, in der Nähe des eigenen Schlupfortes zu brüten (Groen 1993, Tüllinghoff et al. 2000, van den Brink et al. 2008). Zudem sind die LIFE-Limosa-Gebiete zumeist Inseln geeigneten Bruthabitats in der intensiv genutzten Agrarlandschaft, was eine Ausbreitung in die Fläche einschränkt. Aus diesen Gründen war ein Anstieg der Revierpaarzahlen nach einem Jahr mit gutem Bruterfolg zu erwarten. Allerdings überrascht, dass dies bereits im folgenden Jahr (2020) geschah. Viele Uferschnepfen verbleiben in ihrem ersten Lebensjahr in den Winteraufenthaltsgebieten oder ziehen nur ein Stück in Richtung Brutgebiete, ohne diese zu erreichen (Morel & Roux 1966, Beintema 1986). Einige wenige Uferschnepfen brüten allerdings auch schon in ihrem zweiten Kalenderjahr (MOIN unpubl. Daten, R. Kentie pers. Mitt.). Wahrscheinlich sind im Berichtsjahr schon mehr in 2019 flügge gewordene Uferschnepfen in die Brutgebiete zurückgekehrt als erwartet. Es ist anzunehmen, dass die Zahl der Rückkehrer 2021 noch steigen wird, da die Mehrheit der Uferschnepfen erst im dritten Kalenderjahr in den Brutgebieten erscheint (Groen & Hemerik 2002). Folglich ist im kommenden Jahr wiederum mit einer Zunahme der Bestände zu rechnen. Im Beltringharder Koog dürfte allerdings genau dieser Effekt schon im Berichtsjahr zu beobachten gewesen sein, da hier, anders als in den übrigen Gebieten, der Bruterfolg nicht 2019, sondern schon 2018 besonders hoch gewesen war (vgl. Tab. 8).

Der Bruterfolg war 2020 der niedrigste seit Projektbeginn. In einigen Gebieten kam es zu einem Totalausfall (Beltringharder Koog, Ostermoor), in anderen war der Bruterfolg minimal (Speicherkoog Süd, Rickelsbüller Koog). Dies beschränkte sich aller-



ding nicht nur auf die LIFE-Limosa-Gebiete: Auf der Nordseeinsel Föhr, wo Bodenprädatoren allerdings keine große Rolle spielen, war der Bruterfolg der Uferschnepfen ebenfalls unterdurchschnittlich (F. Hofeditz, pers. Mitt.). Zu einem ebenfalls sehr niedrigen Bruterfolg kam es auch in Teilen der Niederlande (J. Hooijmeijer, W. Tijssen, pers. Mitt.). Allerdings gab es auch Gebiete, in denen der Bruterfolg weniger stark einbrach. Dazu gehörte z. B. der Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (H. Jeromin, pers. Mitt.). In der Miele-Niederung in Dithmarschen war zumindest der Schlupferfolg mit sechs geschlüpften von acht gefundenen Gelegen sehr gut (K. Jödicke, pers. Mitt.). Am Dümmer in Niedersachsen (J. Melter, pers. Mitt.) sowie in Dänemark war die Situation eher durchschnittlich, wobei der Bruterfolg auch in Dänemark wahrscheinlich zu niedrig ausfiel, um die natürliche Mortalität der Altvögel zu kompensieren (O. Thorup, pers. Mitt.).

Das Vorjahr (2019) war ein ausgesprochen gutes Mäusejahr, was wir mit dem guten Bruterfolg in Zusammenhang brachten (Salewski et al. 2019a). In der Habitatausstattung der einzelnen Gebiete hatten sich keine einschneidenden Veränderungen ergeben, und aufgrund der Trockenheit während des Vorjahrs (2018) und des Winters lagen die Wasserstände oft eher unterhalb des gewünschten Niveaus. Davon profitierten Mäuse (vor allem Wühlmäuse *Microtus* spp.), deren Bestände stark anstiegen. Prädation ist seit Projektbeginn die mit Abstand wichtigste Verlustursache von Uferschnepfengelegen und -küken (Salewski & Schütze 2017, Salewski et al. 2019b, Salewski & Schmidt 2019) und überlagert eventuelle positive Effekte des Habitatmanagements. Auf dieses Problem hatte bereits Nehls (2001) im Hinblick auf das spätere LIFE-Limosa-Gebiet Alte-Sorge-Schleife hingewiesen. Der außergewöhnlich gute Bruterfolg 2019 kann nur auf einen stark reduzierten Prädationsdruck auf Uferschnepfengelege und -küken zurückzuführen sein, da kein anderer Faktor in so hohem Maße unmittelbar zu Verlusten an Gelegen und Küken führt (ausführlich in Salewski et al. 2019a). Da zur Brutzeit der Uferschnepfen wesentlich mehr alternative Nahrung (Mäuse) für Beutegreifer vorhanden war als üblich, war der Prädationsdruck auf Gelege und Küken mutmaßlich vergleichsweise gering. Entsprechend berichteten 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).

Wühlmauspopulationen verhalten sich zyklisch, nach einer starken Vermehrung erfolgt üblicherweise im folgenden Winter ein Zusammenbruch der Bestände (Reise 1972, Borkenhagen 2011). Dies war auch 2019/20 der Fall und in den Projektgebieten waren unmittelbar vor und während der Brutsaison 2020 kaum Mäuse zu beobachten (Abb. 20). Damit entfiel ein Großteil der möglichen Nahrung für Prädatoren, die sich 2019 wahrscheinlich auch aufgrund der vielen zur Verfügung stehenden Mäuse stark vermehrt hatten. Einen Hinweis darauf liefert z. B. die hohe Marderhundstrecke im Speicherkoog Süd (s.o.) und das Vorhandensein einer Reihe von besetzten oder eventuell besetzten Fuchsbaue im Beltringharder Koog (Cimiotti 2020). Es ist anzunehmen, dass 2020 ein weitgehendes Fehlen von alternativer Nahrung für überdurchschnittlich

viele Beutegreifer zu einem hohen Prädationsdruck auf Wiesenvogelgelege und -küken geführt hat, was den schlechten Bruterfolg erklären würde. Leider kann über diese Zusammenhänge nur spekuliert werden, da konkrete Untersuchungen und Daten zum komplexen Zusammenspiel von Habitatstruktur, Bewirtschaftung und Populationsdynamik von Kleinsäugetern und Beutegreifern sowie zu den damit verbundenen Einflüssen auf das Prädationsrisiko von Wiesenvogelgelegen und -küken fehlen (siehe aber z. B. Langemach & Bellebaum 2005). Die Ausarbeitung zielführender Managementmaßnahmen wird dadurch erschwert.

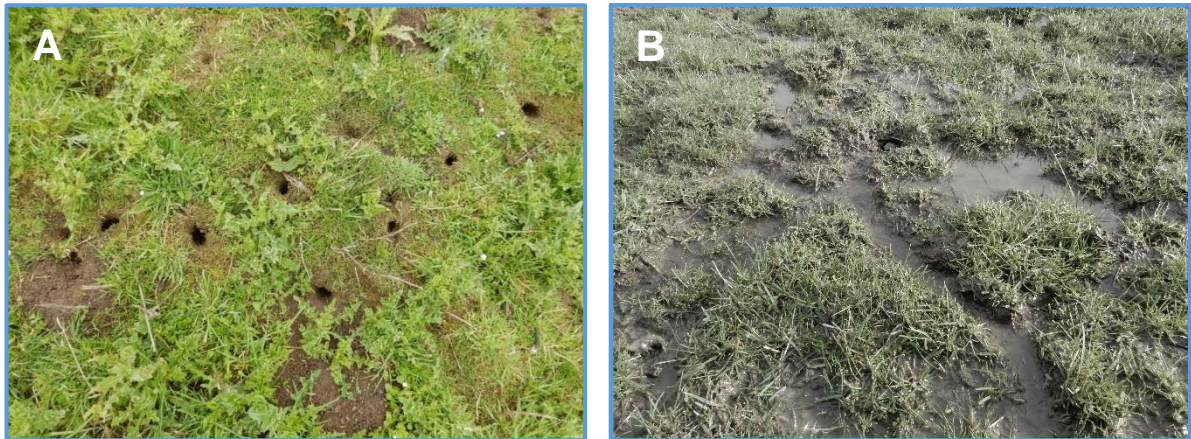


Abb. 20: Zwei Bilder, die exemplarisch für die beiden Brutsaisons 2019 und 2020 stehen. 2019 war ein ausgesprochenes Mäusejahr (A: hohe Dichte von Mäuselöchern im Speicherkoog Süd, 10. Mai 2019), während im Winter 2019/20 Niederschläge zur Überschwemmung der Mäusebaue und damit wahrscheinlich zu einer erhöhten Sterblichkeit beitrugen (B: Poppenbüll Ost, 19. Februar 2020).

6 Fazit

Die beiden herausragenden Ergebnisse der Brutsaison 2020, die Zunahme der Uferschnepfenbestände und der extrem schlechte Bruterfolg, sind wahrscheinlich auf Schwankungen im Bestand von Mäusen zurückzuführen. Beide Entwicklungen waren nach der Saison 2019 vorhersehbar (Salewski et al. 2019a). Es ist wahrscheinlich, dass es in der Saison 2021 zu einer erneuten Zunahme der Brutpaarzahlen in den LIFE-Limosa-Gebieten kommen wird. Es soll daher noch einmal verstärkt dafür gesorgt werden, dass diese zusätzlichen Uferschnepfen bei ihrer Rückkehr geeignete Habitate vorfinden.

Die Erfahrung der letzten Projektjahre zeigt jedoch, dass die Optimierung von Bruthabitaten nicht ausreicht, um für einen guten Bruterfolg zu sorgen. Der abnehmende Trend der Bestände in den LIFE-Limosa-Gebieten und von Wiesenvögeln im Allgemeinen folgt dabei einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtenden Entwicklung (Gill et al. 2007, Kentie et al. 2016, Thorup 2018, Gerlach et al. 2019). Der drastische Rückgang der mitteleuropäischen Uferschnepfen in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet weist darauf hin, 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 an Erklärungen, welche Mechanismen es sind, die zu einer erhöhten Prädation im Vergleich zur Situation vor wenigen Jahrzehnten führen. So konnte auf Eiderstedt das Vorkommen von Wiesenvögeln gut mit einigen habitat- und nutzungsbezogenen Faktoren erklärt werden, nicht aber die Bestandstrends (Hötker et al. 2019). Wir wissen also, welche Habitatausstattung und Nutzungsdetails eine Fläche für Wiesenvogel attraktiv gestalten, und können das Management danach ausrichten. Wir wissen aber nicht, welche übergeordneten Faktoren in diesen Gebieten anschließend zu einem schlechten Bruterfolg (hohe Prädation) mit abnehmenden Beständen führen. Möglicherweise ist dies eine im Zuge einer intensivierten Landnutzung veränderte Nahrungssituation für potentielle Prädatoren, ebenso wie eine ungünstige Nahrungssituation für die Küken. Zielführende Untersuchungen hierzu fehlen jedoch weitgehend. Hier besteht ein großes Defizit, das verhindert, die Bestandsdynamik von Uferschnepfen genauer zu verstehen, um entsprechende Managementmaßnahmen abzuleiten und durchzuführen.

Falls diese Überlegungen 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. Mögliche Erfolge wie in der Saison 2019 machen Mut, dass die Umkehr des negativen Trends auch gelingen kann.

7 Literatur

- Beintema, A.J. 1986. Where in Africa do subadult Black-tailed Godwits spend the summer? *Wader Study Group Bull.* 47: 10.
- Beintema, A.J. 1995. Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. *Ringling & Migration* 16: 129–139.
- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J. Applied Ecol.* 24: 743–758.
- Beintema, A.J. & Visser, G.H. 1989. Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* 77: 169–180.
- Borkenhagen, P. 2011. *Die Säugetiere Schleswig-Holsteins*. Husum Druck und Verlagsgesellschaft, Husum.



- Bruns, H.A. 2013. Ehemaliges Katinger Watt mit den Teilflächen Naturinformationsareal und Eiderdammflächen. Jahresbericht 2013. Unveröffentl. Bericht, NABU Naturschutzzentrum Katinger Watt.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Cimiotti, D.S. 2020. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog. Ergebnisse aus den Zählgebieten nördlich der Arlau, Jahresbericht 2020. Unveröffentl. Bericht, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Integrierte Station Westküste.
- 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 (Landkreise Cuxhaven, Wesermarsch). *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 175–181.
- Eikhorst, W. & Bellebaum, J. 2004. Prädatoren kommen nachts – Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 41: 81–89.
- 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.
- Gerlach, B.R., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Borkenhagen, K., Busch, M., Hauswirth, M., Heinicke, T., Kamp, J., Karthäuser, J., König, C., Markones, N., Prior, N., Trautmann, S., Wahl, J. & Sudfeldt, C. 2019. Vögel in Deutschland – Übersichten und Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A. et al. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114: 43–50.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. *Bird Study* 34: 87–91.
- Grimmberger, E., Rudloff, K. & Kern, C. 2009. Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Natur und Tier-Verlag, Münster.
- Groen, N.M. 1993. Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. *Ardea* 81: 107–113.



- Groen, N.M. & Hemerik, L. 2002. Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. *Ardea* 90: 239–248.
- Groen, N.M., 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.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Mennebäck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel, R. 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Helmecke, A., Hötker, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Ber. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Hemmerling, W. & Miller, L. 2011. Stabilisierung von Kern-Populationen der Uferschnepfe und Schutz von Alpenstrandläufer und Kampfläufer. Unveröffentl. Life + Nature Projektantrag, Molfsee und Berlin.
- Hönisch, B., Artmeyer, C., Melter, J. & Tüllinghoff, R. 2008. Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. *Vogelwarte* 46: 39–48.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012. Habitatmodell Uferschnepfe. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2019. Wirkung des Vertragsnaturschutzes auf Wiesen-Limikolen im EU-Vogelschutzgebiet Eiderstedt. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Jeromin, H., Meyer, N. & Evers, A. 2016. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2016 - Erprobung und Weiterentwicklung eines Artenschutzprogramms. - Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Jonas, R. 1979. Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Vogelwelt* 4: 125–136.
- 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.



- 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. & Gill, J.A. 2017. Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. J. Applied Ecol. 54: 1219–1229.
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein 2019. Managementplan für das Europäische Vogelschutzgebiet DE 0916-491 „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ 1. Fortschreibung für den Teilgebietsbereich „Hauke-Haien-Koog“. Kiel.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259–298.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, København.
- Morel, G. & Roux, F. 1966. Les migrateurs paléarctiques au Sénégal. I. Non-pas-sereaux. Terre Vie 20: 19–72.
- 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/lifelimosa/lifelimosamosa_report_2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hydrologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: http://www.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., 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/lifelimosa/life_limosa_report_2015.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2018. Bericht 2018: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2018.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötter, B. & Schmidt, L. 2019a. Bericht 2019: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2019.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2019b. Wildkameras ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Natur und Landschaft* 94: 59–65.
- 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.
- Salewski, V., Severon, T. & Granke, O. 2020. Monitoring von Wiesenvogelgelegen innerhalb eines Gelegeschutzzauns bei Poppenbüll, Eiderstedt - Bericht 2020. Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- 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.
- Schroeder, J. 2010. Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* 18 (Sonderheft 2): 55–66.
- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Corax* 16: 153–172.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- 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.
- Tüllinghoff, R., Kipp, M. & Schwartze, P. 2000. Beitrag zur Nistplatzwahl der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* 9: 75–86.
- van den Brink, V., Schroeder, J., Both, C., Lourenço, P.M., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2008. Space use by Black-tailed Godwits *Limosa limosa* during settlement at a previous or a new nest location. *Bird Study* 55: 188–193,
- 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.