



LIFE11 NAT/DE/000353

LIFE-Limosa

Bericht 2022:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

**Bericht 2022:**

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

Erstellt von Volker Salewski & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

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

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

☎: 04885 - 570



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>1</b>
	Abstract .....	3
<b>3</b>	<b>Untersuchungsgebiete und Methoden .....</b>	<b>5</b>
	3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen .....	5
	3.2 Bestandsmonitoring .....	6
	3.3 Reproduktionsmonitoring .....	6
	3.3.1 Feldarbeit .....	6
	3.3.2 Statistik.....	7
<b>4</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>10</b>
	4.1 Bestandsmonitoring.....	10
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK) .....	13
	4.1.2 Beltringharder Koog (04-BeK) .....	15
	4.1.3 Speicherkoog Nord (05-SpN) .....	18
	4.1.4 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	20
	4.1.5 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) .....	23
	4.1.6 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS).....	25
	4.1.7 Eiderstedt (09-Eid).....	25
	4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ) .....	29
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980.....	32
	4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....	34
	4.3.1 Gelegemonitoring .....	34
	4.3.2 Kükentelemetrie .....	42
	4.3.3 Kükenwachstum .....	44
	4.3.4 Bruterfolg.....	46
	4.3.5 Beringung .....	48
<b>5</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>51</b>
<b>6</b>	<b>Fazit .....</b>	<b>54</b>
<b>7</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>55</b>



## 1 Zusammenfassung

Im Jahr 2022 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 2020 acht Projektgebieten ergab insgesamt 323 Reviere in den Maßnahmenflächen. Die meisten Revierpaare fanden sich im Beltringharder Koog (110), in den Speicherkögen Süd (69) und Nord (56), sowie im Rickelsbüller Koog (28) und im Katinger Watt (25). In den Gebieten Eiderstedt/Poppenbüll West und Alte-Sorge-Schleife brüteten 2022 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (1,9), den zentralen Bereichen des Speicherkoog Süd (1,3), im Beltringharder Koog (1,8) und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar (1,6). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare nur im Beltringharder Koog langfristig deutlich zunimmt. In den anderen Projektgebieten weisen die Revierpaarzahlen zumeist einen negativen Trend auf.

In drei Projektgebieten (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog) wurden 2022 insgesamt 79 Uferschnepfengelege gefunden. In allen drei Gebieten brüteten Uferschnepfen sowohl innerhalb als auch außerhalb von Gelegeschutzzäunen. Eine Analyse mit *nest-survival*-Modellen (Programm MARK) ergab, dass die Schlupfwahrscheinlichkeit 100,0 %, 60,7 % und 100,0 % innerhalb der Gelegeschutzzäune im Beltringharder Koog, Adenbüller Koog und Speicherkoog Süd betrug sowie 71,2 %, 7,7 % und 3,1 % außerhalb der Gelegeschutzzäune. Durch Kameras an 56 Gelegen konnten Marderhund (8), Heringsmöwe (6), Iltis (4), Fuchs (2), und Rohrweihe (2) als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd konnten 26 und im Adenbüller Koog 18 Küken mit Telemetriesendern versehen werden. Davon wurden im Speicherkoog Süd vier und im Adenbüller Koog keines flügge. Die meisten Sender (insgesamt 28) verschwanden spurlos. Im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog betrug *nest-survival*-Modellen zufolge die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden für ein geschlüpftes Küken 21,0 % bzw. 7,6 %. Die wiederholten Messungen an mit Telemetriesendern versehenen Küken ergaben, dass sie im Speicherkoog Süd schneller heranwachsen und dadurch mindestens vier Tage früher flügge wurden als im Adenbüller Koog.

Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringharder Koog 0,37, im Speicherkoog Süd 0,22 und im Adenbüller Koog 0,11 flügge Küken/Revierpaar. Im Ostermoor/Huder Schleife wurde ein Küken/Revierpaar flügge. Der für bestandserhaltend gehaltene Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar wurde



damit nur im Ostermoor/Huder Schleife überschritten. Unter der Annahme einer einheitlichen Überlebenswahrscheinlichkeit von Küken hatten demnach Uferschnepfepaare, die innerhalb der Gelegeschutzzäune brüteten, auch einen wesentlich höheren Bruterfolg als solche, die außerhalb der Zäune brüteten.

Farbberingung und intensives Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurden fortgesetzt. Die Auswertung von seit 2008 vorliegenden Daten mit einem Cormack-Jolly-Seber-Modell ergab eine jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 88,2 %.

Im Zuge des Projekts wurden intensiv Uferschnepfenhabitate optimiert, ohne dass es dadurch insgesamt zu einem Anstieg der Bestände seit Projektbeginn gekommen wäre. In den Intensivgebieten kam es ebenfalls nicht zu einem allgemeinen, anhaltenden Anstieg des Bruterfolgs. In den Maßnahmenflächen haben die Revierpaarzahlen insgesamt zwischen 2013 und 2022 um 21 % abgenommen. Nach der einzigen über die meisten Gebiete hinweg erfolgreichen Brutsaison 2019 war es 2020 und 2021 zu einem Anstieg der Bestände gekommen. Im Berichtsjahr kam es allerdings zu einem Einbruch auf den niedrigsten Stand seit Projektbeginn. Die Installation von Gelegeschutzzäunen und ein intensives Prädatorenmanagement sind erfolgreich, beheben aber wahrscheinlich nicht das Problem, sondern nur seine Symptome. Trotzdem sind beide Maßnahmen die zurzeit einzigen kurzfristig erfolgreichen Mittel zur Erhöhung des Bruterfolgs.



## Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa” continued in 2022. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) is the project partner.

In eight project areas, 323 breeding Black-tailed Godwit territories were recorded. Highest numbers of territories were found in Beltringharder Koog (110), Speicherkoog Süd (69) and Nord (56), Rickelsbüller Koog (28) and Eiderästuar (25). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (1.9 breeding territories/10ha), the central areas of Speicherkoog Süd (1.3), in Beltringharder Koog (1.8) and Eiderästuar/Eiderdammflächen (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 three areas subject to detailed monitoring (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog), a total of 79 clutches was found. Using nest-survival-models in program MARK hatching probabilities were 100.0 %, 60.7 % und 100.0 % within nest protection fences in Beltringharder Koog, Adenbüller Koog and Speicherkoog Süd, respectively, and 71.2 %, 7.7 % and 3.1 % outside these fences, respectively. Losses were mainly due to predation. Cameras at 56 clutches identified Raccoon Dog (8), Lesser Black-backed Gull (6), Polecat (4), Red Fox (2) and Marsh Harrier (2) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.37 in Beltringharder Koog, 0.22 in Speicherkoog Süd, 0.11 in Adenbüller Koog and 1.0 in Ostermoor/Huder Schleife. In Speicherkoog Süd, four of the 26 chicks equipped with a radio tag fledged, while it was none out of 18 in Adenbüller Koog.

Colour-ringing and intensive search for ringed birds continued. Analysing data from 2008 onwards revealed an apparent annual survival of 88.2 % for adult Black-tailed Godwits.

In the course of the project, Black-tailed Godwit habitats were intensively optimized, but this did not result in an overall increase in numbers since the start of the project, nor in a general sustained increase in breeding success. Numbers of breeding pairs decreased by 21% across all areas between 2013 and 2022. After the only successful breeding season in 2019, numbers increased in 2020 and 2021. In 2022, however, there was a collapse to the lowest number of breeding pairs since the project began. The installation of nest protection fences and intensive predator management have been successful, but likely do not correct the underlying problem, but rather its symptoms. Nevertheless, fences and predator management are currently the only successful means increasing breeding success in the short term.



## 2 Einleitung

Im Jahr 2022 fand die zehnte und letzte 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.2<sup>1</sup>; Salewski et al. 2013a). Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Weiterhin erfolgte 2022 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 als Intensivgebiet vorgesehenen Projektgebiet Untere Treene - Ostermoor (07-UTO) war ein Bruterfolgsmonitoring wegen der geringen Zahl an Brutpaaren (siehe unten) nur sehr eingeschränkt möglich. Die beiden Gebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV) wurden bereits 2020 aus der Projektkulisse genommen (siehe unten). Das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) ist nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Hilfe danken wir: Y. Bötsch (MOIN), H. A. Bruns, D. S. Cimiotti, D. V. Cimiotti (MOIN), O. Granke (Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein), J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein), J. Jacobsen (LLUR), H. Jeromin (MOIN), H. Lemke (MOIN) und T. Otto (LLUR). Der Bundeswehr und dem Team der WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd.

Farbringablesungen wurden 2022 außer von den Autoren auch von S. Arroyo Morcillo, N. Bekema, S. Bonthuis, Y. Bötsch, M. Chardí, J. Clausen, A. A. Cordellat, K. de Jager, K. de Leeuw, N. Dies, O. Ekelöf, M. Finkel, M. Franken, G. Gerritsen, P. Giner, O. Granke, P. Hering, J. Hooijmeijer, M. Hotting, J. Jahn, K. Jödicke, M. Kuiper, S. Paul, M. A. Payà, A. Pineda, F. Pohl, J. Ramos, A. Rocha, G. Sandberg, P. Schleef, M. Schubbert, M. Schuurman, M. Stessens, W. Tijssen, K. van den Berg und E. van der Velde gemeldet.

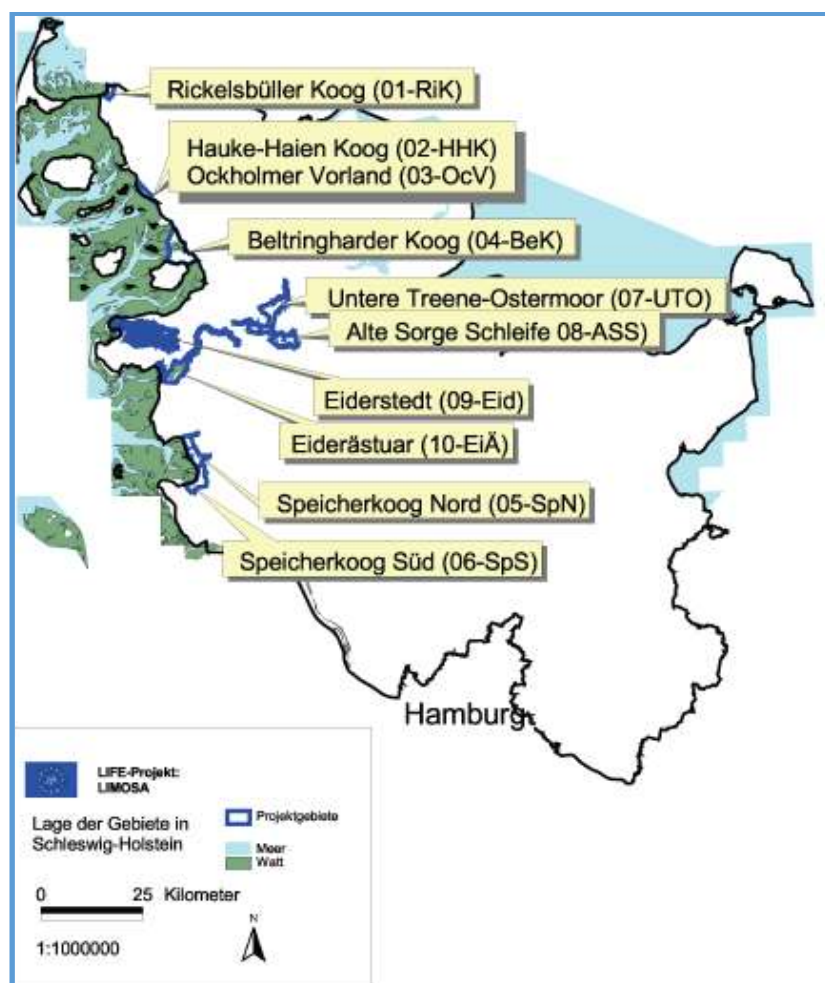
---

<sup>1</sup> Die Actions beziehen sich auf die „Action numbers“ im Projektantrag.

### 3 Untersuchungsgebiete und Methoden

#### 3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die seit 2020 acht Projektgebiete (vgl. 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. Die Projektgebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV) wurden 2020 aus der Projektkulisse genommen, da dort ein Management für Wiesenvögel zu aufwändig erschien und zudem im Managementplan für den Hauke-Haien-Koog (LLUR 2019) zum Teil vom Wiesenvogelschutz abweichende Ziele definiert wurden. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitaten waren auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen ([www.life-limosa.de](http://www.life-limosa.de)).



**Abb. 1:** Lage der ursprünglichen zehn LIFE-Limosa-Projektgebiete. Die beiden Gebiete Hauke-Haien-Koog und Ockholmer Vordeichung gehören seit 2020 nicht mehr zur Projektkulisse (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 (Eiderästuar, 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 zusätzlich in der Nähe warnender Altvögel durch eine möglichst kurze Begehung nach flüggen Jungvögeln gesucht.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr (2021) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate  $\lambda$ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2021} = N_{2022}/N_{2013 \text{ oder } 2020}$$

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. 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.

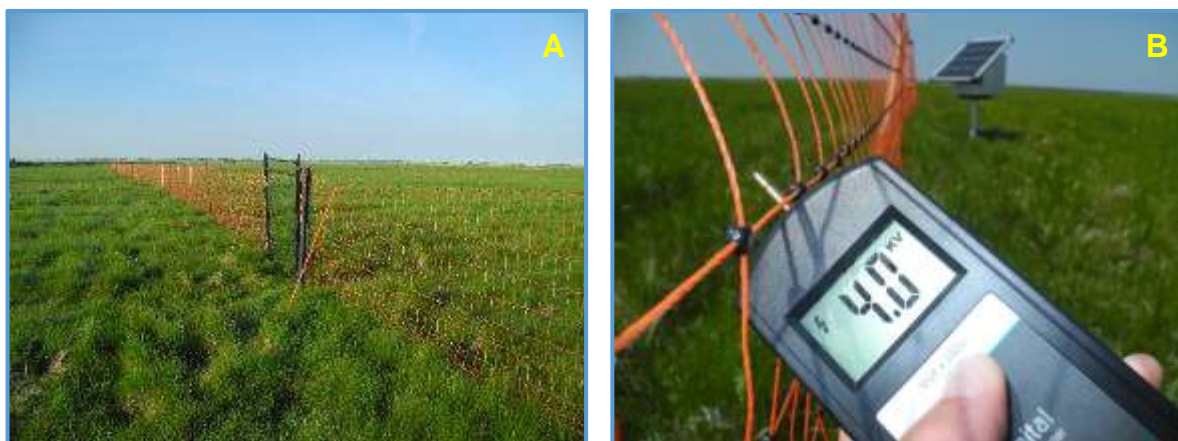
Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Sendern (PicoPip Ag376, LOTEK, UK) aus-



gestattet und dabei vermessen und gewogen. Ein medizinischer Kleber (Sauer-Hautkleber 50.00, Manfred Sauer GmbH) 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. Alle zwei bis fünf 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. Dabei wurden sie wiederum vermessen und gewogen.

### 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 dienten fünf Modelle. Dabei wurde im Gegensatz zu den meisten früheren Berichten berücksichtigt, dass in allen Intensivgebieten, Gelegeschutzzäune (Geflügelzäune) aufgestellt worden waren (siehe Kapitel zu den einzelnen Gebieten und 4.3.1). Dies wurde bei der Auswahl der Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ( $\Phi$ ) berücksichtigt. Das Grundmodell ging von einem möglichen Einfluss des Untersuchungsgebietes (Gebiet), ob sich ein Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns (Abb. 2) befand (Zaun) und des Tages während der Saison ( $t$ ) auf die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit aus. Es hatte daher die Struktur ( $\Phi_{(\text{Gebiet} \cdot \text{Zaun} \cdot t)}$ ). Weitere Modelle berücksichtigten nur den möglichen Einfluss des Zauns ohne Unterschied zwischen den Untersuchungsgebieten ( $\Phi_{(\text{Zaun})}$ ), nur mögliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten aber ohne Einfluss der Zäune ( $\Phi_{(\text{Gebiet})}$ ) oder einen nach Untersuchungsgebieten unterschiedlichen Einfluss der Zäune ( $\Phi_{(\text{Gebiet} \cdot \text{Zaun})}$ ). Schließlich ging noch ein Modell davon aus, dass Überlebenswahrscheinlichkeiten in allen drei Gebieten gleich sind und die Zäune darauf keinen Einfluss haben ( $\Phi_{(.)}$ ).



**Abb. 2.** Geflügelzaun im Speicherkoog Süd (A). Die Spannung von 4 kV und mehr wird durch einen mittels eines Solarpanels aufgeladenen Akku aufrechterhalten (B).

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 (Lind 1961) würden vom Legen des ersten Eis bis zum Schlupf 26 Tage vergehen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit  $\Phi$  bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit  $\Phi^{26}$  (Visser & Beintema 1991).

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 dienen, entsprachen denen, mit denen auch die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege geschätzt wurde. In früheren Auswertungen wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Küken bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit  $\Phi$  bis zum Flüggewerden überlebt, wäre demnach  $\Phi^{27}$ . Nach den Erfahrungen aus dem Vorjahr (Salewski & Schmidt 2021) scheint dies im Adenbüller Koog erst im Alter von mindestens 28 Tagen der Fall zu sein. Im Speicherkoog Süd waren die Küken dagegen schon im Alter von 24 Tagen flügge. Daher wird die Wahrscheinlichkeit eines im Adenbüller Koog geschlüpften Kükens auch flügge zu werden mit  $\Phi^{28}$  und eines im Speicherkoog Süd geschlüpften Kükens mit  $\Phi^{24}$  geschätzt.

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 2022 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). Zur Analyse der 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). Der *variance inflation factor*  $\hat{c}$  wurde mit der Funktion *median c-hat* in MARK geschätzt.

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 ( $\Delta AIC_c$ )  $> 2$ , wird davon ausgegangen, dass das „beste“ Modell deutlich stärker durch die Daten gestützt wird als das zu vergleichende Modell. Zusätzlich wird das  $AIC_c$ -Gewicht berechnet, welches die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell das beste Modell ist.

Der Bruterfolg wurde, wie in den Vorjahren, dadurch ermittelt, dass die Anzahl der beobachteten flüggen Küken durch die Anzahl der Revierpaare geteilt wurde. Es ist anzunehmen, dass dadurch der Bruterfolg unterschätzt wird, da trotz intensiver Suche wahrscheinlich nicht alle flüggen Küken beobachtet werden können. Wenn jedoch die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und der Küken geschätzt werden kann, dann kann auch der Bruterfolg nach der Methode von Schekkerman et al. (2008) geschätzt werden. Dazu dient die Formel:

$$\text{Bruterfolg [flügge Junge/Brutpaar]} = U \times [1 + (V \times (1 - U))] \times L \times K$$

$U$  = Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege zum Schlupf kommt;

$V$  = Wahrscheinlichkeit bei einem Verlust ein Nachgelege zu zeitigen;

$L$  = Anzahl geschlüpfter Küken pro erfolgreichem Gelege;

$K$  = Wahrscheinlichkeit eines geschlüpften Kükens flügge zu werden.

Für den Speicherkoog Süd und den Adenbüller Koog konnte  $U$  in Abhängigkeit davon geschätzt werden, ob sich ein Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns befand (siehe unten). Der Durchschnitt der pro erfolgreichem Gelege geschlüpften Eier ( $L$ ) wurde für beide Gebiete in Abhängigkeit von der Lage innerhalb oder außerhalb eines Zauns ermittelt. In beiden Gebieten konnten genügend Küken mit Sendern versehen werden, um  $K$  zu schätzen. Die Besenderung der Küken ergab jedoch, dass in Zäunen schlüpfende Küken diese oft nach wenigen Tagen verlassen.



Gelegentlich wandern allerdings auch Küken von Gelegen außerhalb der Zäune in diese ein (Salewski & Schmidt 2021). Die Wahrscheinlichkeit der Küken, flügge zu werden, wurde daher anhand der Telemetriedaten in Abhängigkeit von den Gebieten geschätzt, ohne aber die Aufenthaltsdauer innerhalb der Zäune zu berücksichtigen. Die Wahrscheinlichkeit, dass es nach einer Prädation zu einem Nachbarlege kommt, wurde mit  $V = 1$  angenommen (Verhoeven et al. 2020, Salewski & Schmidt 2021). Wahrscheinlich wird dadurch der Bruterfolg eher noch unterschätzt, da eigene Beobachtungen (MOIN, unpubl. Daten) und Beobachtungen in den Niederlanden (van Baalen 1959, Senner et al. 2015) zeigten, dass zumindest einige Uferschnepfenpaare auch zwei Nachbarlege zeitigen können.

## 4 Ergebnisse

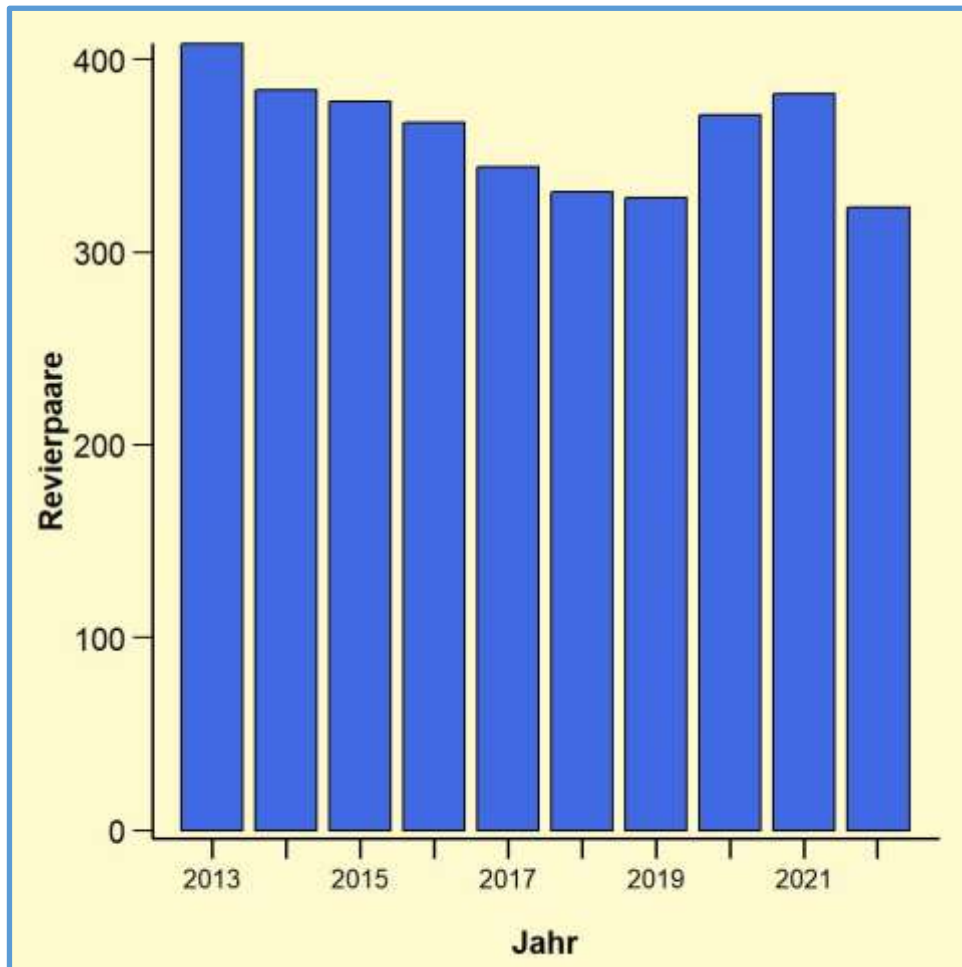
### 4.1 Bestandsmonitoring

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2022 insgesamt 323 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Dies beinhaltet erstmals auch die Reviere in der „Huder Schleife“ auf der dem Ostermoor gegenüberliegenden Seite der Treene. Dort wurde 2018 durch das Projekt eine größere Blänke angelegt, wonach 2019 zwei Paare Uferschnepfen brüteten (Salewski et al. 2019a). Zuvor war dies nicht der Fall gewesen (J. Jacobsen, H. Jeromin, pers. Mitt.). Für alle Jahre vor dem Berichtsjahr wurden die Daten und Abbildungen daran angepasst.

Zu den Revierpaaren in den Maßnahmenflächen kamen drei Reviere hinzu, die sich in deren unmittelbarer Nähe befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies eine deutliche Abnahme um 59 Revierpaare auf den Maßnahmenflächen und um 68 Revierpaare bei Mitberücksichtigung der Paare in der Nähe der Maßnahmenflächen in beiden Jahren (Tab. 1). Nach Zunahmen 2020 und 2021 ist damit die Zahl in den LIFE-Limosa-Flächen brütenden Uferschnepfen auf den niedrigsten Wert seit Projektbeginn gefallen (Abb. 3). Bezogen auf das erste Projektjahr (2013, ohne Hauke-Haien-Koog und Ockholmer Vordeichung) bedeutet dies einen Rückgang um 85 Revierpaare bzw. um etwa 21 % auf den Maßnahmenflächen während der Projektlaufzeit. Rückgänge waren 2022 in den meisten Projektgebieten zu verzeichnen. Ausnahmen mit gleicher Revierpaarzahl wie 2021 waren das Ostermoor (zwölf Revierpaare) und das Dithmarscher Eidervorland (nur zwei Revierpaare). Besonders stark betroffen waren der Adenbüller Koog und der Speicherkoog Süd. Näheres dazu in den Kapiteln zu den einzelnen Gebieten. Wie in den Vorjahren wiesen der Beltringharder Koog (110 Revierpaare), die Dithmarscher Speicherköge (Süd: 69, Nord: 56), der Rickelsbüller Koog (28) und das Eiderästuar/Katinger Watt (25) die meisten Revierpaare auf.

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten 2022 etwa 44 % der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, wenn von einem Gesamtbestand von  $741 \pm 79$  Paaren aus-

gegangen wird (TRIM-Analyse; K.-M. Thomsen, unpub. Daten). Die besondere Verantwortung, die sich aus dem Management der LIFE-Limosa-Flächen ergibt, wird zusätzlich dadurch unterstrichen, dass hier etwa 8,5 %-9,0 % des gesamtdeutschen Bestands vorkommt, der sich auf 3 600 bis 3 800 Brutpaare beläuft (Ryslavy et al. 2020).



**Abb. 3:** Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten zwischen 2013 und 2022. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 13. Unterschiede zu Zahlen in früheren Berichten (2013-2021) beruhen auf dem nachträglichen Ausschluss der Daten aus dem Hauke-Haien-Koog und der nachträglichen Berücksichtigung der Daten zur Huder Schleife.

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 gemanagte Flächen inmitten einer konventionell bewirtschafteten Agrarlandschaft. Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich 2022 wie in den Vorjahren und trotz des starken Rückgangs im Adenbüller Koog (1,91 Paare/10 ha) und im Beltringharder Koog (1,84 Paare/10 ha). Aufgrund der Bestandsentwicklung im Berichtsjahr fiel die Revierpaardichte in den meisten Projektgebieten im Vergleich zu den Vorjahren gering aus



und erreichte z. B. im Speicherkoog Süd nur noch einen Wert von 0,53 Revierpaaren/10 ha (2021: 0,77). Werden im Katinger Watt nur die Eiderdammflächen (Salewski et al. 2013a) und im Speicherkoog Süd nur die nicht beweideten Grünlandflächen nördlich des Meentenstroms und südlich der intensiven Schafweiden im Norden berücksichtigt, ergeben sich dort relativ hohe Dichten von 1,62 bzw. 1,27 Paaren/10 ha. Die hohen Dichten auf den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog, im Beltringharder Koog und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen, dass sich bei geeignetem Management und gutem Bruterfolg die absoluten Zahlen in den 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, 2021 und 2022 und warnender Paare im Juni 2022 in den einzelnen Projektgebieten. In Klammern: inklusive Paare in der Nähe der Maßnahmenflächen. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate  $\lambda$  beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison ( $\lambda$  2013) bzw. auf das Vorjahr ( $\lambda$  2021); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2021	Revierpaare 2022	Dichte 2022 [Revierpaare/10 ha] <sup>a</sup>	warnende Paare 2022	$\lambda$ 2013 <sup>a</sup>	$\lambda$ 2021 <sup>a</sup>
Rickelsbüller Koog	41	31	<b>28</b>	0,79	10	<b>0,68</b>	<b>0,90</b>
Beltringharder Koog	81	112 (115)	<b>110</b>	1,84	-	1,36	<b>0,98</b>
Speicherkoog Nord	90	62	<b>56</b>	0,64	42	<b>0,62</b>	<b>0,90</b>
Speicherkoog Süd	97	99	<b>69</b>	0,53	25	<b>0,71</b>	<b>0,70</b>
Ostermoor/Huder Schleife	15 (23)	12	<b>12</b>	0,60	8	<b>0,80 (0,52)</b>	1,00 (1,00)
Alte-Sorge-Schleife	0	0	<b>0</b>	-	0	-	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 (27)	26 (39)	<b>17 (18)</b>	1,91	5	<b>0,68 (0,67)</b>	<b>0,65 (0,46)</b>
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1	4 (12)	<b>3 (5)</b>	0,51	0	3,00 (5,00)	<b>0,75 (0,42)</b>
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	<b>0</b>	-	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt	54	28	<b>25</b>	0,57	9 <sup>b</sup>	<b>0,46</b>	<b>0,89</b>
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	2	<b>1</b>	0,05	-	<b>0,50</b>	<b>0,50</b>
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	2	<b>2</b>	0,07	-	1,00	1,00
<b>Gesamt</b>	<b>408<sup>c</sup></b> <b>(418)</b>	<b>382<sup>c</sup></b> <b>(394)</b>	<b>323</b> <b>(326)</b>	-	-	<b>0,79</b> <b>(0,78)</b>	<b>0,85</b> <b>(0,83)</b>

<sup>a</sup> innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 9, 10).

<sup>b</sup> nur Eiderdammflächen (Abb. 11).

<sup>c</sup> Unterschied zu früheren Berichten aufgrund der Nichtberücksichtigung des Hauke-Haien-Koogs und der Berücksichtigung der Huder Schleife in dieser Tabelle.



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

Mit 28 Uferschnepfenrevieren im Berichtsjahr kam es im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (31 Reviere) zu einem geringen Rückgang. Bezogen auf den Projektbeginn (41 Revierpaare) bedeutet dies jedoch eine Abnahme um 32 % (2013=0,68), bei schwankenden Revierpaarzahlen während der Projektlaufzeit.

Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich erneut im zentralen Bereich (19 Revierpaare). Mit 68 % aller Reviere im Koog entsprach der Anteil der hier auf relativ engem Raum brütenden Paare in etwa dem des Vorjahres (71 %), lag aber deutlich über den Werten der Jahre 2020 (34 %) und 2019 (52 %), als hier wegen der anhaltenden Trockenheit im Frühjahr die Vegetation nicht optimal aufwachsen konnte. Im Berichtsjahr war dies jedoch der Fall gewesen und die Vegetation im Hinblick auf ihre Höhe und ihrer strukturellen Diversität als optimal angesehen. Die Bereiche nördlich davon waren zum Brüten zu nass und südlich davon die Vegetation zu kurz (J. Hansen, pers. Mitt.).

Seit 2019 kommt es zu einer weiteren Konzentration von Brutpaaren im Nordosten des Koogs. Im Berichtsjahr brüteten wiederum acht Paare in diesem Bereich (Abb. 4). Dort waren schon in den Jahren vor 2019 mit Landschilf bewachsene Bereiche in die Bewirtschaftung überführt worden, ohne dass es zunächst zu einem Anstieg der Revierpaarzahlen gekommen war. Trotz der Abnahme der Revierpaare im Koog 2019 war dies in diesem Jahr erstmals der Fall gewesen. Zur Brutsaison 2022 erfolgte wiederum eine Mahd des Röhrichs in weiten Teilen des nordwestlichen Kooginneren, im nördlichen Randbereich des Koogs und auf zwei kleineren Inseln in einem größeren Gewässer. Möglicherweise hat die seit einigen Jahren durchgeführte Mahd auf weiteren Flächen den Bereich für Uferschnepfen attraktiver gestaltet, als es in den Jahren vor 2019 der Fall 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. 4). 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; 2019 und 2020 waren es ein bzw. drei Paare. Im Berichtsjahr brüteten, wie schon 2021 keine Uferschnepfen im Polder. 2018 und 2020 war hier im Frühjahr der Wasserstand hoch gewesen. Im Frühjahr 2022 war dies zwar ebenfalls der Fall, jedoch hatte sich dort auch eine Lachmöwenkolonie *Chroicocephalus ridibundus* mit etwa 60 Brutpaaren etabliert, sowie etwa 100 Paare Säbelschnäbler. Möglicherweise verhinderte dies eine Ansiedlung von Uferschnepfen (J. Hansen, pers. Mitt.).



Im Mai/Juni warnten 21 Uferschnepfenpaare intensiv im Koog. Davon wurden neun Paare mit insgesamt 17 Jungen beobachtet. In der zweiten Junihälfte führten noch mindestens zwei Paare je ein Küken und ein Paar mindestens zwei Küken. Anfang Juli wurden zwei mal drei juvenile Vögel beobachtet. Dies ließ auf einen ähnlich guten Schlupferfolg wie 2021 schließen. Der Bruterfolg war demnach besser ausgefallen als in den meisten Vorjahren, was sicher, wie im Beltringharder Koog (siehe unten), auf die Aktivitäten eines Berufsjägers zurückzuführen ist.

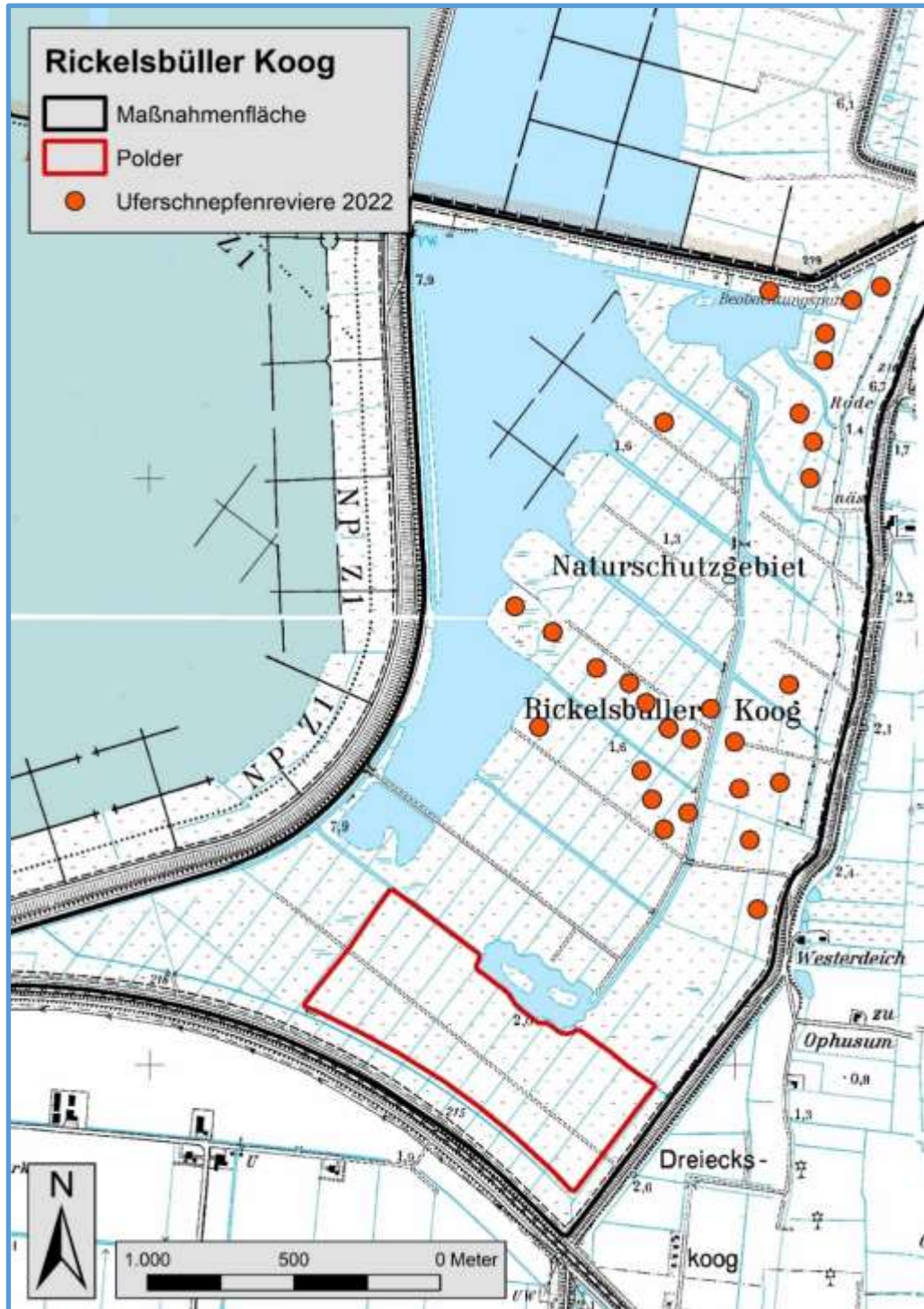


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2022.



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

Der Beltringharder Koog wies mit 110 Revierpaaren innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 5) den größten Bestand und mit 1,84 Revieren/10 ha Grünland die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr (112 Paare) kam es damit zu einer leichten Abnahme um zwei Paare ( $\lambda_{2021} = 0,98$ ). Bei leichten Schwankungen des Bestandes ist der Beltringharder Koog weiterhin das einzige Projektgebiet, das seit 2013 einen positiven Bestandstrend aufweist ( $\lambda_{2013} = 1,36$ , Tab. 1), wenn von den wenigen Paaren in Poppenbüll Ost abgesehen wird.

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über den Koog verteilt. Schwerpunkte waren wie in den Vorjahren die Teilgebiete „N Arlauspeicherbecken“ mit 33, „Salzwasserlagune“ mit 48 und „SO-Feuchtgrünland“ mit 24 Revierpaaren (Abb. 5). In den beiden letzten Gebieten wurden vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms besiedelt. Diese Flächen waren durch die Vorbereitung für die Aufnahme in die Beweidung, die Beweidung selbst und das damit verbundenen Zurückdrängen von Röhricht (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/16) durch das Projekt für Uferschnepfen attraktiver gestaltet worden. Zusätzlich wurde hier 2021 erstmals ein mobiler stromführender und etwa 4 ha umfassender Gelegeschutzzaun installiert (Abb. 5). Im zweiten Jahr seiner Installation hatte er möglicherweise bereits einen Einfluss auf die Verteilung der Uferschnepfen-Revierpaare. Bei gleicher Anzahl Revierpaare (35) im Teilgebiet „Salzwasserlagune“ südlich des Lüttmoordamms etablierten 2022 mehr Uferschnepfenpaare (13) ein Revier innerhalb des Zauns als 2021 (9). Obwohl der Vergleich von nur zwei Jahren nicht ausreicht, um sicher auf einen Effekt des Zaunes im Sinne des Erkennens eines prädatorfreien/-armen Bereichs durch die Uferschnepfen zu schließen, könnte sich hier der Beginn einer Entwicklung zum Brüten in sicheren Bereichen mit einem guten Schlupferfolg (Salewski et al. eingereicht) abzeichnen.

Im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ werden Wiesen- und Seevogelgelege durch eine mechanische Sperre an seinem westlichen Ende und eine Kombination aus einem Maschenzaun und stromführenden Litzen an seinem östlichen Ende ebenfalls vor Bodenprädatoren geschützt. Hier hatte die Revierpaarzahl von 31 im Jahr 2019 und 38 im Jahr 2020 auf 43 im Jahr 2021 zugenommen. Nachdem im „N Arlauspeicherbecken“ 2013 16 % aller Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog zu finden waren, waren es 2021 38 %. Dies ging einher mit einer Abnahme der Revierpaarzahlen im benachbarten Teilgebiet „SO Feuchtgrünland“. Als möglichen Grund für diese Trends diskutierten Salewski & Schmidt (2021) einen positiven Effekt der Sperren im „N Arlauspeicherbecken“ auf den Schlupferfolg durch eine reduzierte Prädation der Gelege und eine damit verbundene verstärkte Ansiedlung von Uferschnepfenpaaren („landscape of fear“, Gallagher et al. 2017). Im Berichtsjahr kam es im „N Arlauspeicherbecken“ allerdings zu einer Abnahme auf 30 % des BeK-Gesamtbestands bei gleichzeitiger Zunahme des Anteils im benachbarten südlichen Bereich des Teilgebiets „Salzwasserlagune“ von 5 % (2021) auf 11 %. Dort fand sich 2021 noch eine Reihe aktiver



Fuchsbaue (Cimiotti 2022). Die zu verifizierende Hypothese, dass die in den Vorjahren steigenden Zahlen der im „N Arlauspeicherbecken“ brütenden Uferschnepfen auf die dort durch die Zäune reduzierte Aktivität der Bodenprädatoren zurückzuführen war (Salewski & Schmidt 2021), muss durch die neue Entwicklung nicht verworfen werden. Seit 2021 ist ein Berufsjäger im gesamten Koog aktiv. Dies führte sicher zu einer starken Reduktion von Bodenprädatoren und damit einhergehend zu guten Schlupferfolgen im Gebiet (siehe 4.3.1), so dass möglicherweise die relative Attraktivität des „N Arlauspeicherbeckens“ als Brutgebiet weniger hoch war als in den Vorjahren. Um robustere Schlüsse über den Zusammenhang zwischen Anzahl und Verteilung von Uferschnepfenrevieren, Prädatorendichten, Nahrungsverfügbarkeit und Bruterfolg ziehen zu können, böten sich in den nächsten Jahren detailliertere Untersuchungen an.

Umfangreiche Maßnahmen (Ertüchtigung von Gräben, Abflachung ihrer Ränder, Schaffung eines Reliefs mit trockeneren und feuchteren Bereichen), die im Herbst 2021 in den südlichen Bereichen des „SO Feuchtgrünlands“ durchgeführt wurden, haben dort noch nicht zu einem Anstieg der Revierpaarzahlen geführt. Möglicherweise zeigt sich ein Effekt auch erst nach mehreren Jahren. Ebenfalls nur sehr wenige Revierpaare fanden sich im nördlichen Bereich des Teilgebiets „Lüttmoorsee“ (4) und im „NO Feuchtgrünland“ (1, Abb. 5). 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, wurden aber nicht umgehend behoben. Im Folgejahr war die Schadensbehebung aus technischen Gründen nicht möglich. Sie konnte erst im Jahr 2018 eingeleitet und 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 viele der neu geschaffenen Geländestrukturen vom Wellenschlag wieder eingeebnet wurden. Die anfänglichen Erfolge der durchgeführten Maßnahmen (Erhöhung der Revierpaarzahlen von vier im Jahr 2013 auf sieben im Jahr 2014) setzten sich seit 2015 nicht fort. Der Bestand sank wieder auf den früheren Wert ab. Im Berichtsjahr brütete hier die niedrigste Anzahl an Uferschnepfenpaaren seit Projektbeginn. Der Mangel weiter Graslandbereiche macht dieses Teilgebiet für Uferschnepfen derzeit unattraktiv. Durch die vielen Offenbodenstellen ist es aber für Sandregenpfeifer, Kiebitze und Säbelschnäbler geeignet, die dort in höheren Dichten brüteten (Cimiotti 2022).

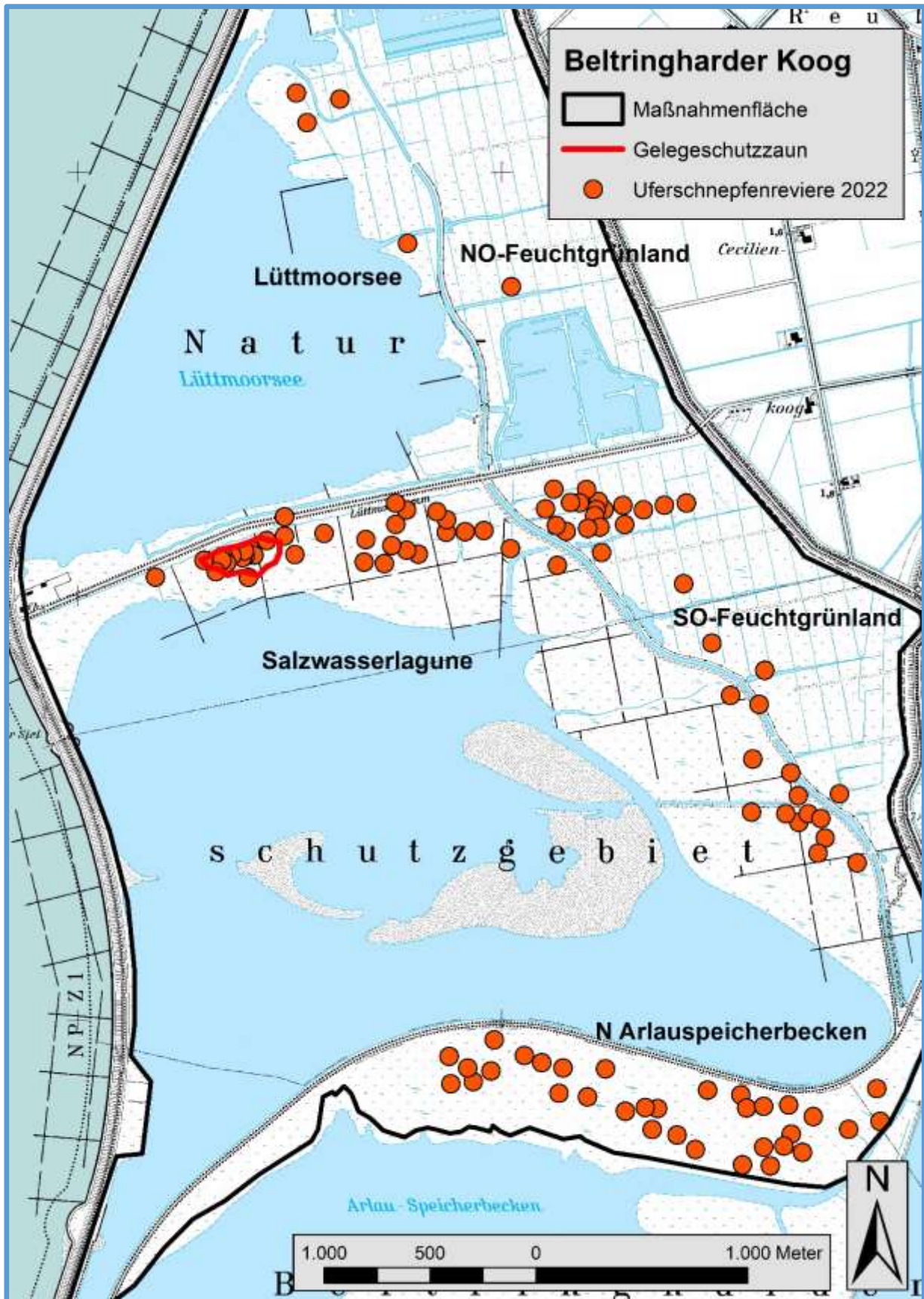


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2022.



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

Im Speicherkoog Nord konnten im Berichtsjahr 56 Uferschnepfenreviere festgestellt werden (Abb. 6). Damit kam es nach leichten Zunahmen der Revierpaarzahlen zwischen 2019 und 2021 wieder zu einer Abnahme des Uferschnepfenbestandes. Bezogen auf das erste Projektjahr ist eine Abnahme der Revierpaarzahl um 38 % zu verzeichnen ( $\lambda_{2013} = 0,62$ ; Tab. 1). Im Wesentlichen entsprechen die während der Projektlaufzeit aufgetreten Ab- und Zunahmen aber den auch schon ab etwa Mitte der 1990er Jahre aufgetreten regelmäßigen Schwankungen (Abb. 13).

Im Berichtsjahr setzte sich die sich bereits 2021 abzeichnende Verschiebung der Revierpaare (Salewski & Schmidt 2021) zwischen den verschiedenen Bereichen des Koogs fort. Eine relativ hohe Zahl an Revieren fand sich wieder im Nordosten (7) und im Südosten (14) des Koogs. Hier kam es im Vergleich zum Vorjahr (7/13) kaum zu Veränderungen. Zu einer sehr deutlichen Zunahme im Vergleich zu früheren Jahren kam es in den zentralen Bereichen südlich des Transportdamms. Hier stieg die Anzahl der Revierpaare von vier (2020) und zehn (2021) auf zwölf an. Nachdem hier 2013 noch 20 Revierpaare festgestellt worden waren, nahm in den Folgejahren der Bestand bis auf kein (2016) bzw. ein Revier (2017-2019) ab. Möglicherweise haben die vor der Brutsaison 2018 durchgeführten umfangreichen Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung (Verblocken von Gräben, siehe aber unten; Anlage von Blänken) diesen Bereich wieder attraktiver für Uferschnepfen werden lassen, was dazu führte, dass sich hier wieder 21 % aller Paare des Koogs ansiedelten. 2013 war es allerdings auch vor den Maßnahmen mit 22 % ein ähnlich hoher Anteil gewesen.

Zu einer deutlichen Abnahme im Vergleich zum Vorjahr kam es in den Bereichen direkt nördlich des Transportdamms und westlich des Verbindungskanals, wo 2018/19 ebenfalls Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung durchgeführt worden waren, und im nordwestlichen Bereich des Koogs (Abb. 6). Allerdings waren in diesen Bereichen die Revierpaarzahlen auch von 2020 auf 2021 stark angestiegen (Salewski & Schmidt 2021). Viele der dort angelegten Kleinstaus lösen sich allerdings schon wieder auf und es war auch 2022 in diesen Teilbereichen sehr trocken. Im Nordwesten des Koogs hatten bereits 2014/15 umfangreiche Entfernungen von Gehölzen stattgefunden. 2015/16 wurden 2700 m Weidezäune abgebaut. In den Folgejahren hatten diese Maßnahmen allerdings noch keinen Erfolg gezeigt und auch der Anstieg der Revierpaarzahlen 2021 könnte nur vorübergehend gewesen sein.

Nach 2021 erfolgte wiederum die Installation eines 22,3 ha umfassenden Geleeschutzzauns (Geflügelzaun) unmittelbar nördlich des Transportdamms (Abb. 6). Zusätzlich wurde im Nordosten des Koogs ein etwa 37 ha umfassender permanenter Metallzaun errichtet. Innerhalb des Geflügelzauns wurden im Rahmen einer Masterarbeit (Geertz 2022) sechs Uferschnepfengelege gefunden, die alle zum Schlupf kamen. Insgesamt scheint aber auch zumindest der Schlupferfolg im gesamten Koog 2022 gut gewesen zu sein, da Anfang Juni 42 warnende Uferschnepfenpaare kartiert werden konnten (Tab. 1).

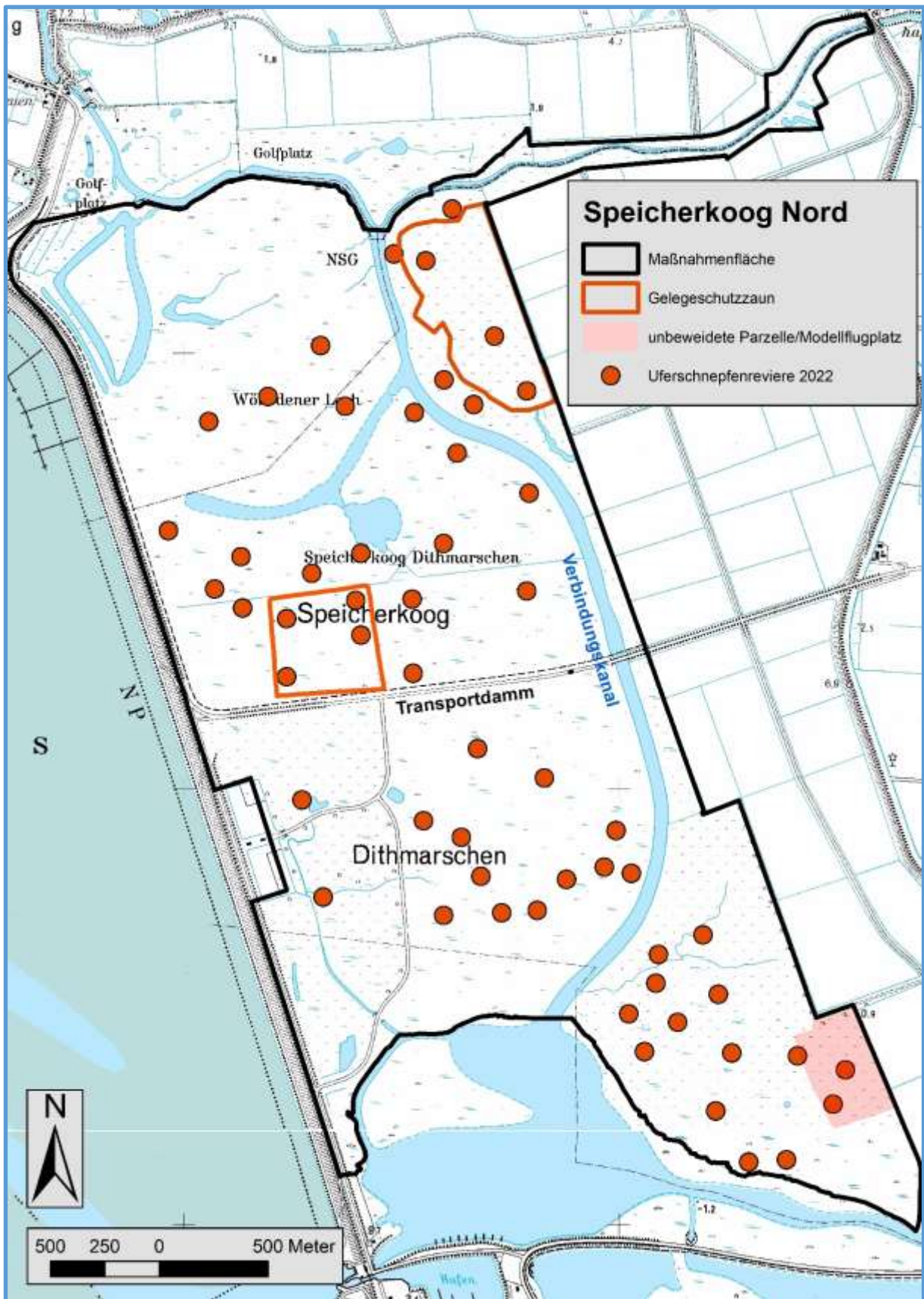


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2022.



#### 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. In den Folgejahren nahm der Bestand wieder auf 107 Revierpaare in 2020 zu. Im Berichtsjahr kam es allerdings zu einem erneuten starken Einbruch auf nur noch 69 Revierpaare, dem niedrigsten Stand seit Projektbeginn. Die Abnahme mit Bezug auf das Vorjahr betrug 30%.

Die Abnahme der Revierpaarzahlen entsprach zwar dem Trend (Abb. 3, 13) überraschte aber in seiner Deutlichkeit. Der Bruterfolg war im Vorjahr mit 0,49 flüggen Jungen/Revierpaar (Salewski & Schmidt 2021) überdurchschnittlich gut und zum Bestandserhalt ausreichend gewesen. Daher wäre eher ein Anstieg der Revierpaarzahlen zu erwarten gewesen. Obwohl ein großer Teil der einjährigen Uferschnepfen während des ersten Sommers nicht in die Brutgebiete zurückkehrt (Beintema 1986), liegen doch über den gesamten Projektzeitraum eine Reihe von Beobachtungen von im Vorjahr beringten Küken aus den Projektgebieten vor (MOIN, unpubl. Daten). Am Anfang des Aprils gab es einen Kälteeinbruch mit ausdauernden Regenfällen und Nachtfrost über mehrere Tage. Diesem fielen zwar eine Reihe von Kiebitzgelegen zum Opfer (Geertz 2022), für Uferschnepfen, die erst kurz darauf begannen, ihre Brutreviere zu etablieren, sollten sich die nassen Bedingungen jedoch eher attraktivitätssteigernd ausgewirkt haben. Die auch im Berichtsjahr wieder zu trockenen Bedingungen, z. T. auch durch das Umlegen von Knierohren und damit das bewusste Entwässern einiger Bereiche, traten erst später auf und können das Etablieren von Revieren im zeitigen Frühjahr nicht mehr beeinflusst haben. Zumindest ab Ende März konnten bei regelmäßigen Aufenthalten im Koog keine besonderen intensiven oder langanhaltenden Störungen festgestellt werden. Änderungen in der Habitatausstattung fanden nicht statt. Eine erhöhte Sterblichkeit in den Überwinterungsgebieten hätte sich in gleichem Maße auf alle Projektgebiete auswirken müssen aber mit Ausnahme eines ähnlich starken Einbruchs auf Eiderstedt war dies nicht zu verzeichnen. Vor diesem Hintergrund muss offenbleiben, welche Faktoren zum Einbruch der Uferschnepfenbestände geführt haben. Eine Abwanderung in andere Gebiete kann nicht ausgeschlossen werden, fand aber zumindest nicht in den Speicherkoog Nord oder in die nicht weit entfernte Miele-Niederung statt, da hier keine Bestandszunahme beobachtet werden konnte (siehe oben, I. Mauscherling, pers. Mitt.).

Trotz des Bestandseinbruchs war die Anzahl der Revierpaare, nach dem Beltringharder Koog, die zweithöchste in allen Projektgebieten. Dem Speicherkoog Süd kommt damit eine bedeutende Rolle beim Schutz der Art in Schleswig-Holstein und auch deutschlandweit zu. Die Siedlungsdichte bezogen auf das gesamte besiedelbare Grünland im Koog lag mit 0,53 Revierpaaren/10 ha jedoch sehr deutlich unter der des Adenbüller Koogs und des Beltringharder Koogs und unter der des Rickelsbüller Koogs, des Speicherkoog Nord und des Katinger Watts (Tab. 1). Die relativ hohe Dichte (1,3 Revierpaare/10 ha; 2021: 2.0) in den zentralen, unbeweideten Bereichen



des Koogs (46 Paare auf 353 ha Grünland; Abb. 7) zeigt aber auch das große Potenzial, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) hingewiesen hatten. Wie seit 2017 wurde im zentralen Bereich ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen aufgestellt (Abb. 7, siehe 4.3.1), in dem sechs Uferschnepfenpaare ein Revier etablierten.

Innerhalb des Koogs kam es in den letzten Jahren zu einer Verlagerung der Dichteschwerpunkte, was wahrscheinlich eine Folge der trockenen Verhältnisse seit 2018 gewesen war. Während die Anzahl der Revierpaare im höher gelegenen Teilbereich „Barlter Sommerkoog“ von 17 in 2018 auf zwei in 2020 (1,8 % aller Revierpaare) gefallen war, betrug sie im Berichtsjahr wieder 8 (12 % aller Revierpaare; Abb. 7). Die kleinräumige Umsiedlung von Brutpaaren aus dem Barlter Sommerkoog in tiefer gelegene Bereiche konnte in einigen Fällen in den Vorjahren auch anhand farbberingter Vögel belegt werden. Möglicherweise hatten die feuchteren Bedingungen im April 2022 wieder zu einer stärkeren Besiedlung des Barlter Sommerkoogs geführt. Durch wenige einfache Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung und der Zurückhaltung der Winterniederschläge könnten hier große Grünlandbereiche für Uferschnepfen noch attraktiver gestaltet werden. Allerdings kam es auch in den tiefer gelegenen, feuchten Teilbereichen nördlich des Meentenstroms zu deutlichen Rückgängen in den letzten Jahren von 18 Revierpaaren 2020 (17% des Gesamtbestands) auf 13 Revierpaare 2021 (13%) und 7 Revierpaare (10%) 2022. Die höchsten Dichten an Uferschnepfen finden sich weiterhin in den zentralen ungenutzten Bereichen (Abb. 7).



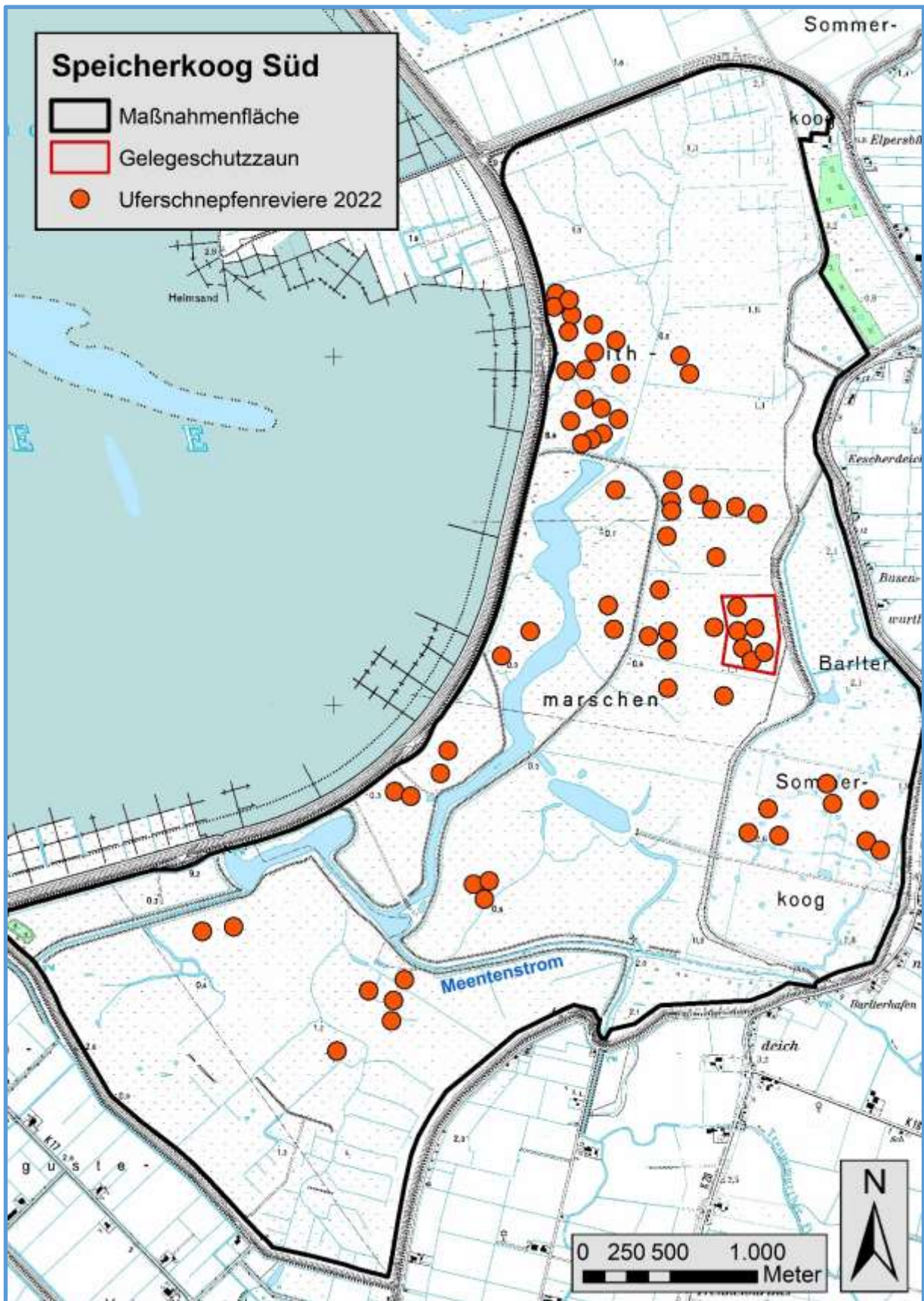


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2022.



Nicht besiedelt waren wiederum große Flächen im Norden und im Süden des Koogs, die zum Teil intensiv durch Schafe beweidet und dadurch, durch die sehr kurze und strukturlose Vegetation als Brutflächen für Wiesenvögel über weite Strecken entwertet werden. Ein angepasstes Beweidungsmanagement wäre hier wünschenswert, um zusätzliche geeignete Habitate für Wiesenvögel zu schaffen. Die 2020 durchgeführte Einebnung eines ehemaligen Spülfeldes, das in die Schafbeweidung (wieder) mit aufgenommen wurde, hat zwar neue potentielle Bruthabitate für Wiesenvögel geschaffen, sie wurden jedoch im Berichtsjahr noch nicht angenommen. Die Einebnung des Aushubs, der im Zentrum des Koogs bei der Anlage eines Gewässers angefallen war, würde eine an die Bedürfnisse von Wiesenvögeln ausgerichtete Management ermöglichen. Darüber hinaus könnten wenige zusätzliche Stau an geeigneten Stellen (Ausläufe von Gruppen und Gräben in den Vorfluter) und die Anlage von Flachgewässern zu einer weiteren Vernässung führen und die Attraktivität des Koogs für Wiesenvögel steigern. Weiterhin scheint sich das Schilf im Koog auszubreiten (Salewski & Granke 2017), was mittelfristig zum Verlust von Wiesevogelhabitat führen könnte und dem möglicherweise durch eine frühere Mahd entgegenzuwirken wäre. Das Prädatonsrisiko, 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 Wiesevogelgelegen (Uferschnepfe, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Säbelschnäbler, Rotschenkel *Tringa totanus*) zum Opfer fällt. Eine zeitliche Anpassung der Bewirtschaftung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel wäre hier sehr wünschenswert.

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

In den Maßnahmenflächen des Ostermoors und der Huder Schleife wurden zwölf Uferschnepfenreviere ermittelt (Abb. 8). Nach dem Tiefstand 2017 (vier Paare nur in den Maßnahmenflächen; sieben Paare inklusive Nordfelder Koog) hat sich damit der Bestand wieder auf einem etwas höheren Niveau stabilisiert. Im benachbarten Nordfelder Koog brüteten im Berichtsjahr erneut keine Uferschnepfen.

Im Ostermoor fanden sich vier Brutpaare im Teilbereich „Mittelblock“. Hier hatten Uferschnepfen bereits in früheren Jahren konzentriert gebrütet, 2013 allerdings noch elf Paare. Ein weiteres Paar fand sich östlich des nordöstlichen Polders. Im Süden der Maßnahmenflächen wurde bereits 2014/15 ein 26 ha großer Polder angelegt. 2016 kam nordwestlich daran anschließend ein weiterer (9 ha) hinzu (Abb. 8), der in den meisten Jahren durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wurde. In beiden Poldern brüteten, wie schon 2020 und 2021, keine Uferschnepfen (Abb. 8).

In der Huder Schleife brüteten 2022 sieben Uferschnepfenpaare. Die Anzahl der hier brütenden Uferschnepfenpaare hatte in den letzten Jahren stetig zugenommen (2019: 2 Paare, 2020: 3 Paare), scheint jetzt aber eine Grenze erreicht zu haben.

Diese Entwicklung führte allerdings dazu, dass es im Bereich der Unteren Treene insgesamt zu einer deutlichen Zunahme der Uferschnepfenpaare seit 2019 gekommen ist (2019: 5 Paare, 2020: 8 Paare, 2021: 12 Paare, 2022: 12 Paare), obwohl die Revierpaarzahlen im Ostermoor stark abgenommen haben und jetzt auf sehr niedrigem Niveau stabil zu sein scheinen.

Im Juni warnten alle fünf Uferschnepfenpaare des Ostermoors im Bereich der beiden Polder heftig und über einen längeren Zeitraum. Es konnten acht flügge Junge beobachtet werden, was für einen außergewöhnlich hohen Bruterfolg in diesem Jahr spricht (4.3.4). Der Grund hierfür ist unbekannt. Die Habitatausstattung des Gebiets hatte sich im Vergleich zu den Vorjahren nicht geändert. Es ist anzunehmen, dass auch im Ostermoor die weitaus meisten Gelege- und Kükenverluste auf Prädation zurückzuführen sind. Allerdings brüteten die Uferschnepfen im Ostermoor nicht in einem Gelegeschutzzaun.

In der Huder Schleife warnten im Juni drei Paare und es wurden vier flügge Junge beobachtet. Die relativ niedrigen Zahlen überraschen im Vergleich mit dem Ostermoor und dem guten Bruterfolg in der Huder Schleife in den letzten Jahren. Das Gebiet befindet sich in einer alten Treeneschleife und wird durch einen mobilen Geflügelzaun vom Umland abgetrennt, wodurch eine Insellage entsteht. Es ist anzunehmen, dass der gute Bruterfolg in den vergangenen Jahren (Salewski & Schmidt 2021) auf eine durch diese Insellage bedingte Verringerung der Prädation von Eiern und Küken zurückzuführen war. Warum die im Berichtsjahr nicht der Fall war, ist nicht bekannt. Da es weder hier noch im Ostermoor ein Monitoring von Prädatoren und deren alternativer Nahrung gibt, kann nichts über einen unterschiedlichen Prädationsdruck zwischen den verschiedenen Projektjahren und Teilgebieten ausgesagt werden.

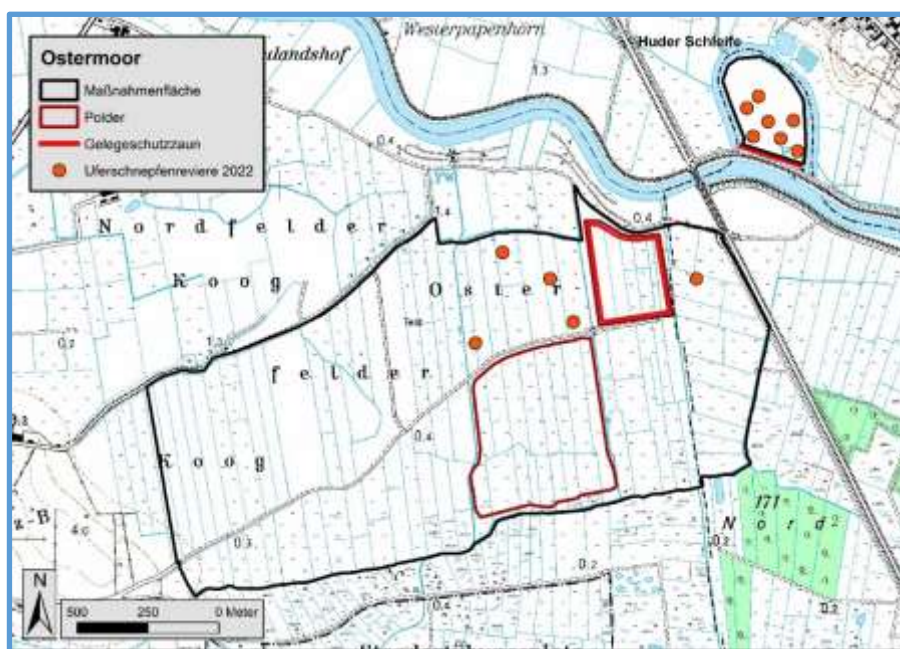


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Ostermoor und im Gebiet „Huder Schleife“ 2022.



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

Im NSG Alte-Sorge-Schleife brüteten im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Seit Projektbeginn hatten hier alljährlich keine bis drei Uferschnepfenpaare gebrütet. Anfang der 1990er Jahre war es zu einem Einbruch von 44 auf sieben Brutpaare zwischen 1990 und 1994 gekommen, von dem sich der Bestand seitdem nicht mehr erholt hat. Aufwändige Maßnahmen wie die Anlage mehrerer Polder und das Verblocken von Gräben zur Optimierung der Wasserstände sowie die Wiederaufnahme der Bewirtschaftung einer Fläche mit hohem Anteil der Flatterbinse *Juncus effusus* hatten den Trend bisher nicht umkehren können. Die Gründe hierfür sind nicht klar, vor allem im Hinblick auf den benachbarten Meggerkoog, der nicht zur LIFE-Limosa Kulisse gehört. Dort haben die Uferschnepfenbestände seit 1990 zugenommen und sind seit 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)

Im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 17 Uferschnepfenpaare ein Revier in den Maßnahmenflächen. Zusätzlich brütete ein Paar auf einer benachbarten Parzelle (Abb. 9). Nach der annähernden Verdoppelung der Revierpaarzahlen von 2020 auf 2021 (Salewski & Schmidt 2021) kam es im Berichtsjahr zu einem starken Einbruch auf den niedrigsten Stand seit Projektbeginn. Im Vergleich zum Vorjahr hatte sich der Bestand mehr als halbiert ( $\lambda = 0,46$ , Tab. 1). Wenn von dem Ausnahmejahr 2021 abgesehen wird, zeigt die Anzahl der im Koog brütenden Uferschnepfenpaare während der Projektlaufzeit damit einen abnehmenden Trend auf (Abb. 13). Auffällig war, dass im Gegensatz zu den Vorjahren so gut wie keine Uferschnepfen im Grünland westlich der Maßnahmenflächen brüteten, sondern fast ausschließlich in den feuchtesten Bereichen im Zentrum der Maßnahmenflächen.

Zu einem ähnlichen Einbruch der Revierpaarzahlen war es im Berichtsjahr nur noch im Speicherkoog Süd gekommen (4.1.6) und, wenn auch die Paare im Umfeld der Maßnahmenflächen berücksichtigt werden, in den Gebieten bei Poppenbüll (siehe unten). Auch hier sind die Gründe unklar. Der Bruterfolg war 2021 zwar nicht bestands-erhalten aber doch überdurchschnittlich gut gewesen (Tab. 9), das Umfeld hatte sich im Vergleich zu den Vorjahren nicht verändert und auch größere Störungen waren ab März nicht zu verzeichnen gewesen. Da 2022 auf ganz Eiderstedt zumindest in den NATURA 2000-Gebieten Wiesenvögel erfasst wurden kann ausgeschlossen werden, dass die Uferschnepfen zumindest kleinräumig umgesiedelt sind (J. Sohler, pers. Mitt.).



Auf den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog siedelten 2022 Uferschnepfen mit einer Dichte von 1,91 Revieren/10 ha, was auch weiterhin die höchste Dichte in den Projektgebieten darstellt (Tab. 1). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Maßnahmenflächen östlich von Rethdeich und eine isolierte Fläche im Nordwesten wie auch in den Vorjahren nicht besiedelt waren. Das tiefliegende feuchte Grünland mit seiner weitgehenden Gruppen-Beetstruktur und eingestreuten feuchten Senken stellt somit ein sehr attraktives Bruthabitat für Uferschnepfen dar, garantiert aber leider nicht einen zum Bestandserhalt ausreichenden Bruterfolg (4.3.4). Das Management sollte sich daher auf die Reduktion der Prädation von Eiern und Küken konzentrieren, wobei der seit 2019 jährlich aufgestellte Gelegeschutzzaun in die richtige Richtung weist.

In Poppenbüll Ost fanden sich drei Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen, im weiteren Umfeld kamen zwei weitere Paare dazu (Abb. 10). Wie im Adenbüller Koog kam es zu einem starken Einbruch der Revierpaarzahlen von 12 (2021, inklusive Umfeld der Maßnahmenflächen) auf 5 (2022). Der Rückgang war demnach kein gebiets-spezifisches Ereignis, sondern hat wahrscheinlich auch ganz Eiderstedt betroffen. Der Bruterfolg im Gebiet Poppenbüll Ost war vermutlich wiederum gering (siehe auch Salewski & Schmidt 2021). Anfang Juni warnte nur ein Paar östlich der Straße und in einer Parzelle nördlich der Maßnahmenflächen. Im angrenzenden Polder warnte allerdings auch noch ein Paar Anfang Juli intensiv. Flüge Junge konnten aber nicht beobachtet werden.

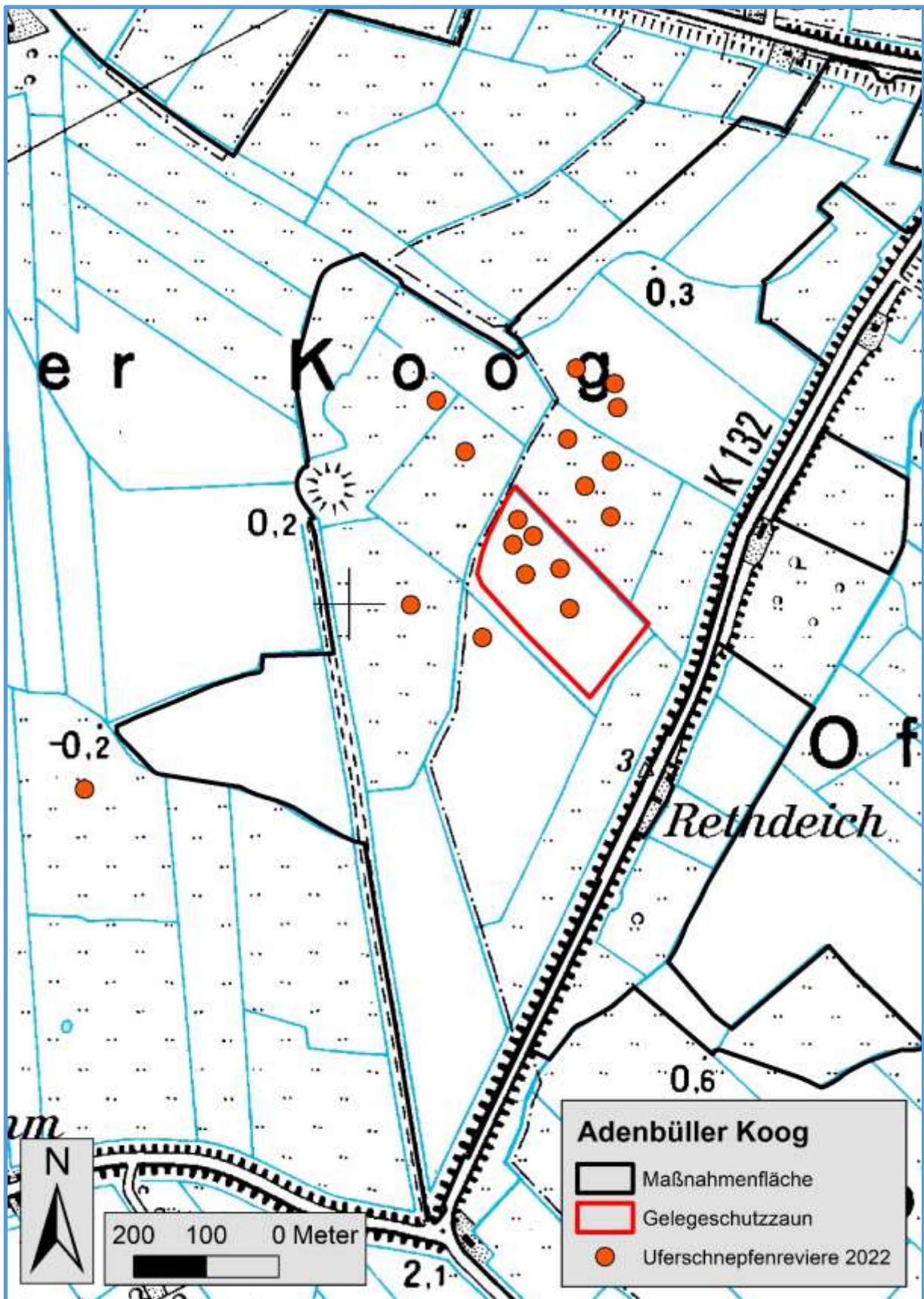


Abb. 9: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2022.

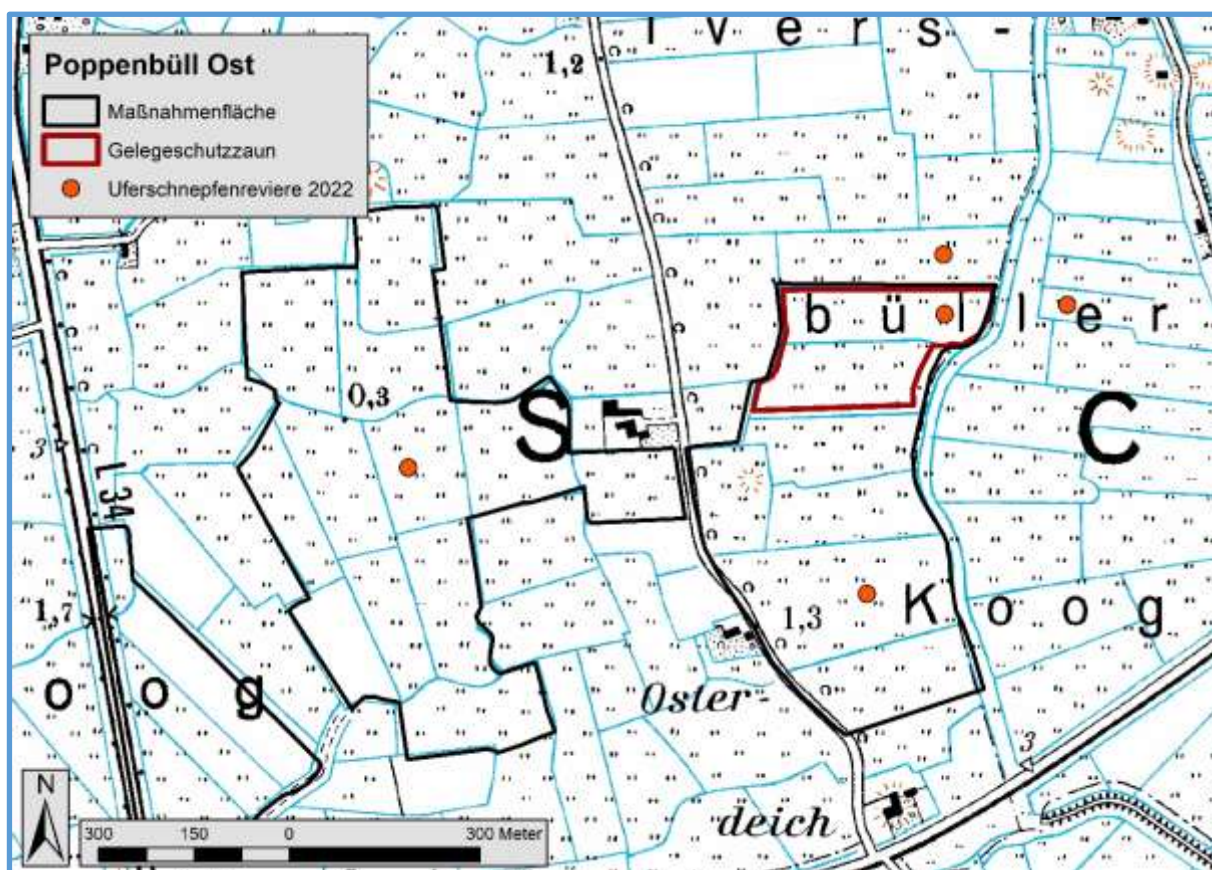


Abb. 10: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2022.

Von den drei Revieren innerhalb der Maßnahmenflächen fanden sich zwei östlich der Straße, die das Gebiet durchschneidet und es zusätzlich durch eine sie begleitende Baumreihe entwertet. In diesem Bereich fanden 2015/2016 und wiederum 2021 umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung statt. Diese beinhalteten die Ertüchtigung, die Aufweitung und den Stau von Gräben und Gruppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung des Bereichs hatte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen geführt. Da hier 2019 vier Paare auf engem Raum gebrütet hatten, wurde im Frühjahr 2020 zum ersten Mal ein Gelegeschutzzaun um den Polder installiert (Abb. 10). Innerhalb des Zauns brütenden 2021 vier Uferschnepfenpaare und brachten ihre Gelege zum Schlupf. Zusätzlich war dies auf nur 1,8 ha Fläche bei einem Austernfischer-, elf Säbelschnäbler- und elf von 15 Kiebitzgelegen der Fall (Salewski & Schmidt 2021). Dieser Erfolg wiederholte sich 2022 allerdings nicht. Trotz der Ausweitung der Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung kam es nicht nur zu einer deutlichen Abnahme der Uferschnepfen Revierpaare im betroffenen Gebiet: Bei einer Begehung Anfang Mai konnten nur fünf Kiebitz- und sechs Säbelschnäblergelege gefunden werden. Zumindest Säbelschnäbler brüteten allerdings in einem neu angelegten Polder in den Maßnahmenflächen westlich der das Gebiet durchschneidenden Straße.

Im Gebiet Poppenbüll West brüteten 2022 erneut keine Uferschnepfen.



#### 4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Eiderästuar/Katinger Watt konnten im Berichtsjahr 25 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 11). Dies bedeutet im Vergleich zum Vorjahr eine Abnahme um drei Paare und den niedrigsten Bestand seit Projektbeginn (54 Revierpaare). Damit hat sich der Bestand während der Projektlaufzeit mehr als halbiert (Tab. 1), ohne dass dafür ein ersichtlicher Grund in Bezug auf die Habitatausstattung zu erkennen wäre. Offensichtlich negative Veränderungen in der Habitatkulisse haben nicht stattgefunden und Managementmaßnahmen wie Schilfmahd und Beseitigung von Büschen sollten eher einen positiven Effekt auf Wiesenvögel gehabt haben. Die einzelnen Teilflächen wiesen große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Teilgebieten „Olversumer Vorland“ und „Grüne Insel“ fanden sich wiederum keine Uferschnepfenreviere (Abb. 11). Dies überrascht, zum einen, da diese Flächen durch ihre reich strukturierte Vegetation ein enges Gruppen-Beetsystem als gut geeignet erscheinen, allerdings war waren die Flächen, wie in den meisten Vorjahren (2018-2020) bereits im April sehr trocken (H. A. Bruns, pers. Mitt.). In den Teilgebieten „Naturinformationsareal“ brütete ein und im „Nullgebiet“ zwei Uferschnepfenpaare (Abb. 11).

Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (22) wiesen erneut die Eiderdammflächen auf (Abb. 11). Bezogen auf das Vorjahr bedeutet dies keine Veränderung. In den Jahren 2018 und 2017 hatten hier noch 31 bzw. 29 Uferschnepfenpaare gebrütet. Auf den Eiderdammflächen erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 138 ha<sup>2</sup> mit 1,6 Revieren/10 ha aber immer noch einen der höchsten Werte im Vergleich mit den anderen Projektflächen (Tab. 1). Neben dem Beltringharder Koog, dem Adenbüller Koog und Teilbereichen in den Ditmarscher Speicherkögen Nord und Süd kommt damit den Eiderdammflächen eine besondere Bedeutung beim Schutz von Uferschnepfen in Schleswig-Holstein und in Deutschland zu.

Im Oldensworter Vorland etablierte 2022 wiederum ein Uferschnepfenpaar ein Revier im nördlichen Bereich (Abb. 12). Im südlichen Bereich führten die seit 2015 durchgeführte Beweidung mit Robustrindern, der Zaunabbau und die Mahd von Schilf bisher nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen. Im Dithmarscher Eidervorland brüten Uferschnepfen seit Projektbeginn (2013) nur unregelmäßig; 2022 war es zwei Paare (Abb. 11).

---

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



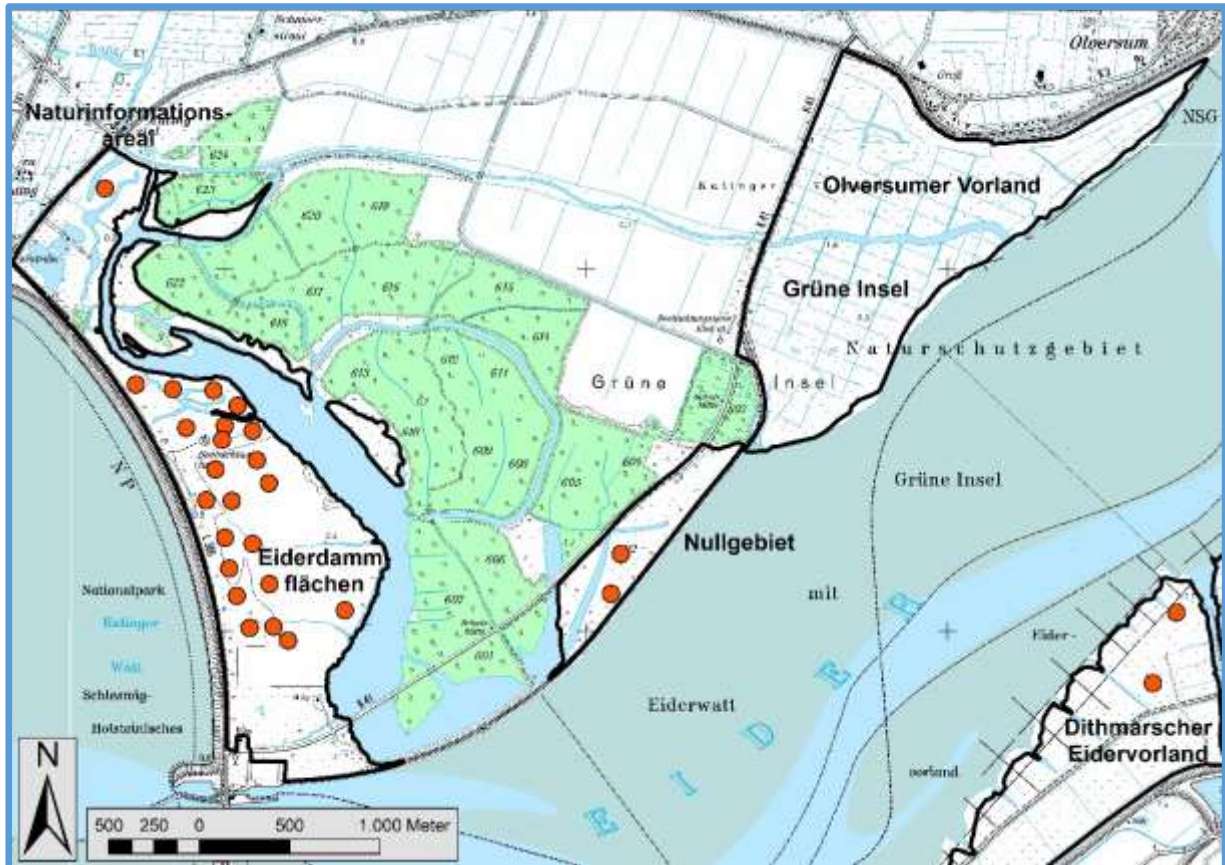


Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar und im Dithmarscher Eidervorland 2022.

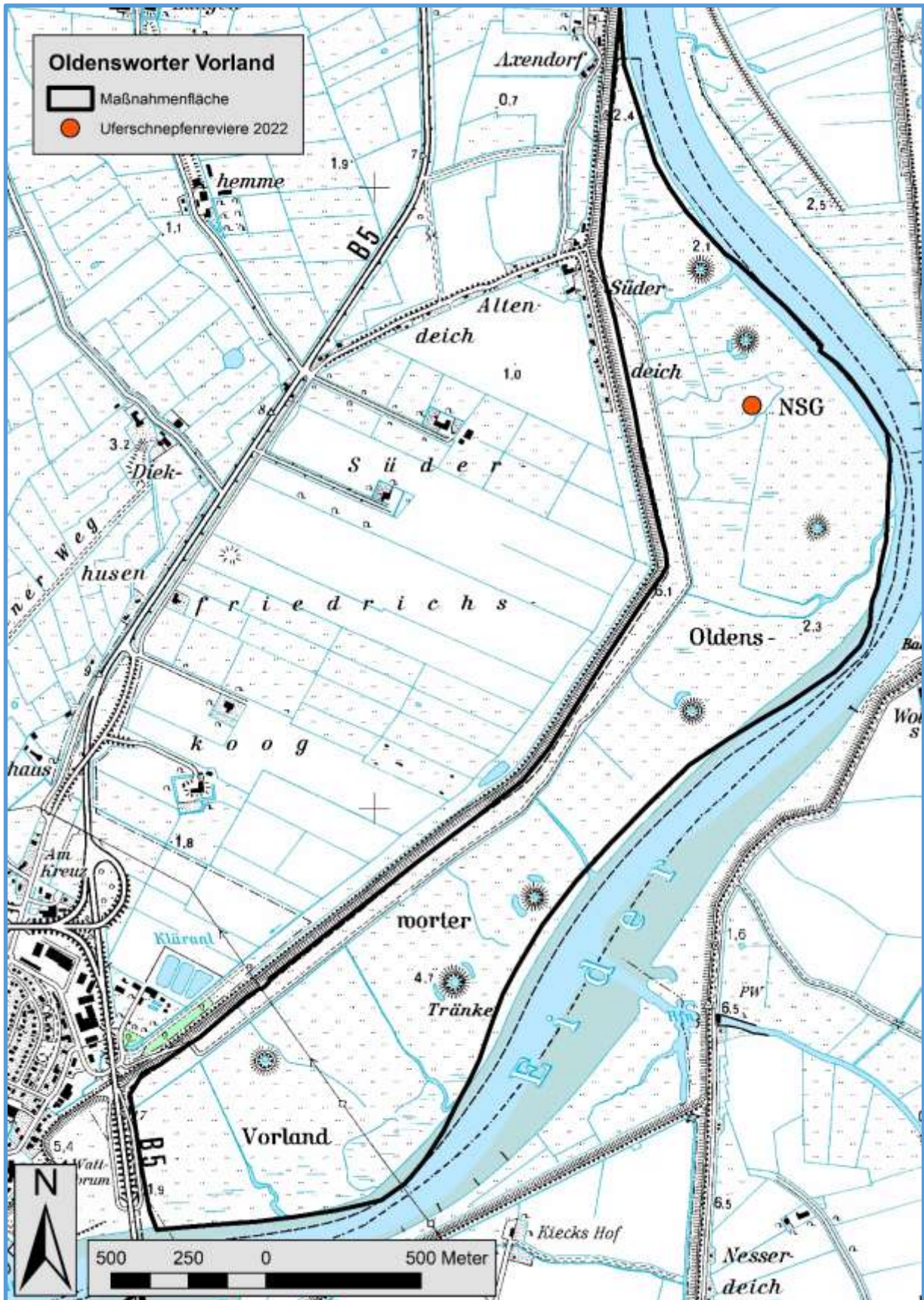


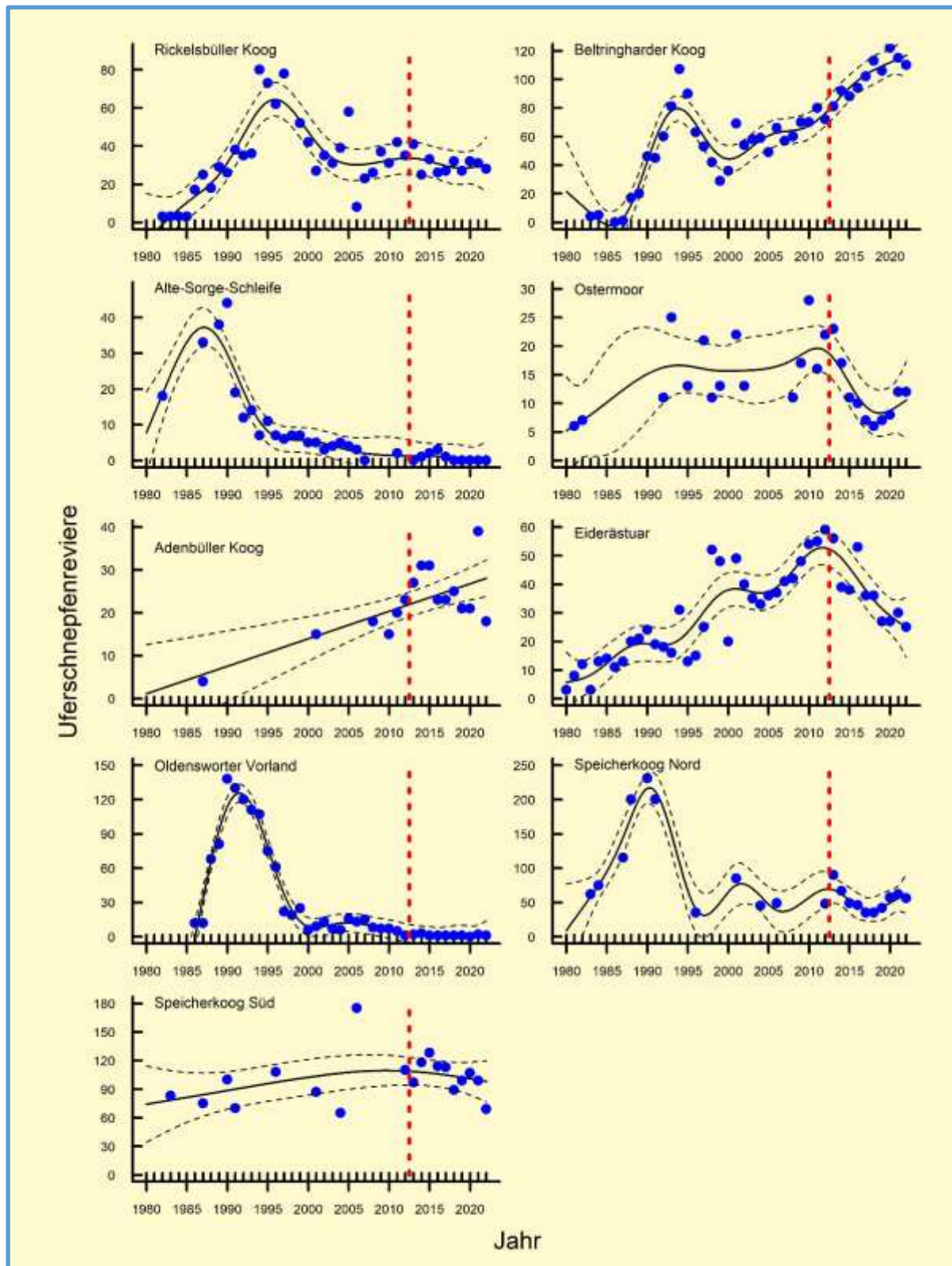
Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Oldenswörter Vorland 2022.



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

Ein Vergleich mit früheren Kartierungen zeigt, dass die Bestände in den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 13). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen über einen kürzeren Zeitraum. Auffällig ist in einigen Gebieten (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland, Speicherkoog Nord), ein ausgeprägter Bestandsgipfel in den späten 1980er bis mittleren 1990er Jahren. Im Rickelsbüller Koog und im Beltringharder Koog lässt sich diese Entwicklung durch relativ kurz nach der Eindeichung (Rickelsbüller Koog: 1981, Beltringharder Koog: 1987) neu entstehende und für Wiesenvögel günstige Habitats und eine Umsiedlung aus weniger günstigen Lebensräumen in diese erklären (Petersen 1987, Klinner-Hötker et al. 2021). Durch die wenige Jahre später einsetzende Sukzession verloren diese Köge wieder an Attraktivität für Uferschnepfen, bis zu dem Zeitpunkt, zu dem ein auf Wiesenvögel ausgerichtetes Management einsetzte. Dadurch lässt sich aber nicht die ähnliche Entwicklung in anderen Gebieten erklären. Zusätzlich deutet sich der Gipfel Mitte der 1980er Jahre/frühe 1990er Jahre auch an, wenn der Gesamtbestand der Uferschnepfe und anderer Wiesenvogelarten sowohl in Deutschland als auch in den Niederlanden und in Dänemark betrachtet wird (Hötker & Teunissen 2006, Thorup 2018, SOVON 2021). Es spricht also einiges dafür, dass die Bestandsgipfel in verschiedenen Untersuchungsgebieten und Regionen zumindest zum Teil auf sehr großräumig wirkende günstige Bedingungen zurückzuführen sind. Aus dem Verständnis seiner Ursachen könnten sich Managementmaßnahmen zur Anhebung der Bestände ableiten, doch leider fehlen bisher entsprechende Untersuchungen.

Einen langfristig deutlich positiven Trend seit der Jahrtausendwende und damit auch seit Projektbeginn 2013 zeigen nur der Beltringharder Koog und der Adenbüller Koog. Bei letzterem ist dies aber nur auf den niedrigen ersten Wert (1987) und den hohen Wert 2021 zurückzuführen. Im Speicherkoog Süd zeichnet sich bei stark schwankenden Zahlen eine Abnahme seit Projektbeginn ab. Allerdings bewegen sich die Bestandszahlen in dem seit 1980 auftretenden Rahmen. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es trotz intensiver Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie und Vegetationsstruktur im Ostermoor und im Eiderästuar. Möglicherweise zeichnet sich hier eine anhaltende Reduktion des Bestands ab, wie sie z. B. in der Alte-Sorge-Schleife, dem Oldensworter Vorland und dem Speicherkoog Nord bereits in den frühen 1990er Jahren stattgefunden hat.



**Abb. 13:** Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa-Flächen 1980–2022. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor (ohne Huder Schleife) sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf letztere beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95 %-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.



## 4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

### 4.3.1 Gelegetonitoring

Insgesamt wurden 2022 in drei Gebieten 79 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl fand sich im Beltringharder Koog (29, Abb. 14) und im Speicherkoog Süd (31, Abb. 15), etwas weniger waren es im Adenbüller Koog (19, Abb. 16).

**Tab. 2:** Anzahl der 2022 gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die nach dem Eindruck im Gelände ermittelten Verlustursachen getrennt danach, ob sich die Gelege außerhalb (nicht geschützt) oder innerhalb (geschützt) eines Gelegeschutzzauns befanden.

Gebiet	Gelege	Schlupf	Schicksal unklar	Verlustursache		
				Prädation	Viehtritt	Aufgabe
<u>Beltringharder Koog:</u>						
- nicht geschützt*	20	17	1	2		
- geschützt (ca. 4 ha)	9	8				1
<u>Speicherkoog Süd:</u>						
- nicht geschützt	25	4		21		
- geschützt ca. 12 ha)	6	6				
<u>Adenbüller Koog:</u>						
- nicht geschützt**	12	2		8	1	1
- geschützt (ca. 3 ha)	7	5		2		
<b>Summe:</b>						
- nicht geschützt	<b>57</b>	<b>23</b>	<b>1</b>	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
- geschützt	<b>22</b>	<b>19</b>		<b>2</b>		<b>1</b>

\* inklusive des Teilgebietes „N Arlauspeicherbecken“ (Abb. 5).

\*\* inklusive der Nester mit Nestschutzkorb gegen Viehtritt (Abb. 16).

Die Schlupfrate von Gelegen außerhalb eines Schutzzaunes variierte stark zwischen den Gebieten. Im Beltringharder Koog kamen außerhalb des Gelegeschutzzauns 17 von 20 gefundenen Gelege zum Schlupf (85 %, Abb. 14, siehe unten), im Speicherkoog Süd waren es vier von 25 (16 %, Abb. 15) und im Adenbüller Koog schlüpften nur zwei von zwölf Gelegen (17 %, Abb. 16). Wie schon in den Vorjahren war die mit Abstand häufigste Verlustursache die Prädation der Eier, auf die 94 % aller Verluste (31) außerhalb der Gelegeschutzzäune zurückzuführen waren. Innerhalb der Gelegeschutzzäune war die Verlustrate generell sehr niedrig. Lediglich im Adenbüller Koog fielen zwei Gelege innerhalb eines Zauns Rohrweihen zum Opfer, während im Speicherkoog Süd alle und im Beltringharder Koog acht von neun Gelegen zum Schlupf kamen (eine Aufgabe aus unbekanntem Gründen, Tab. 2).

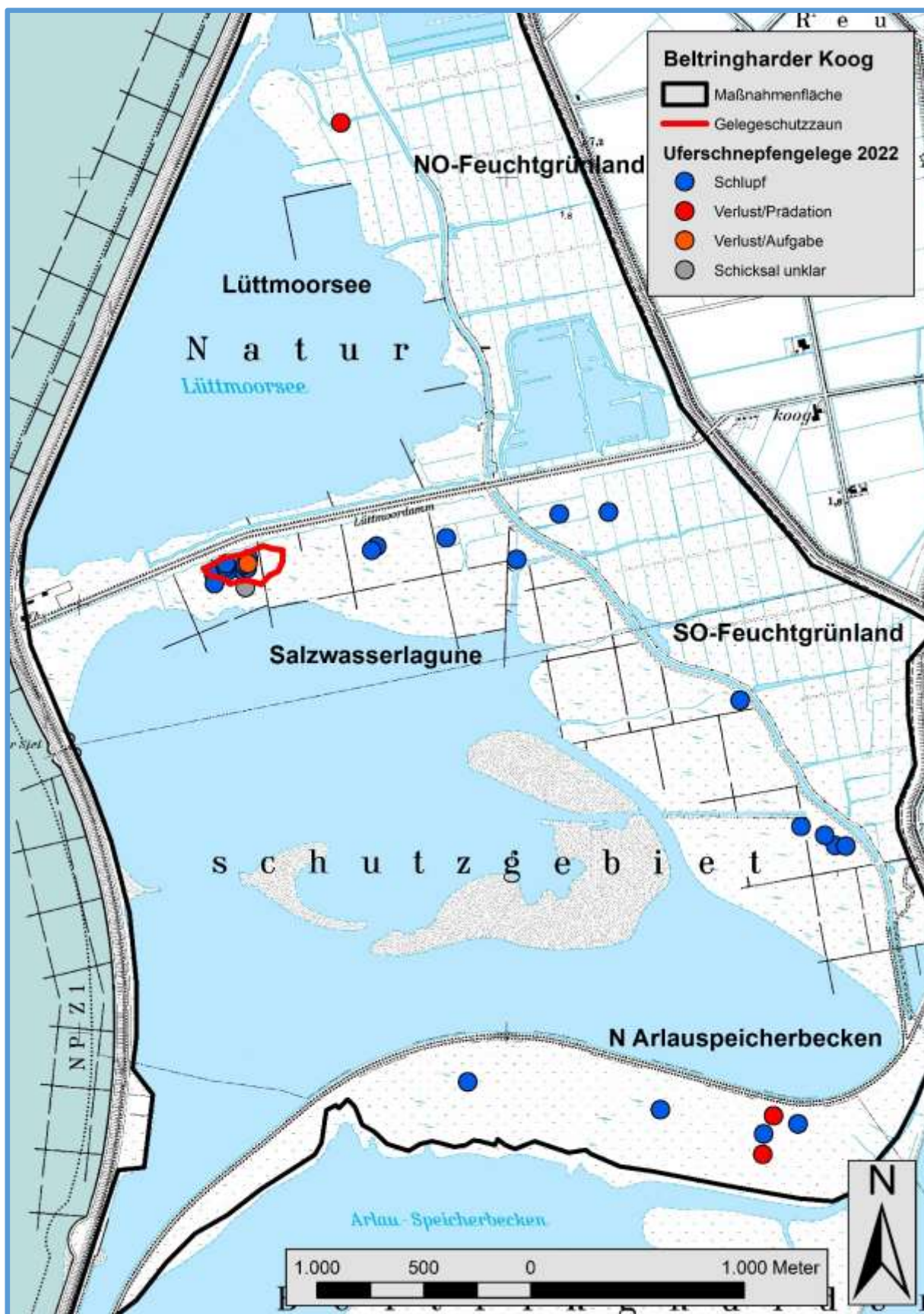
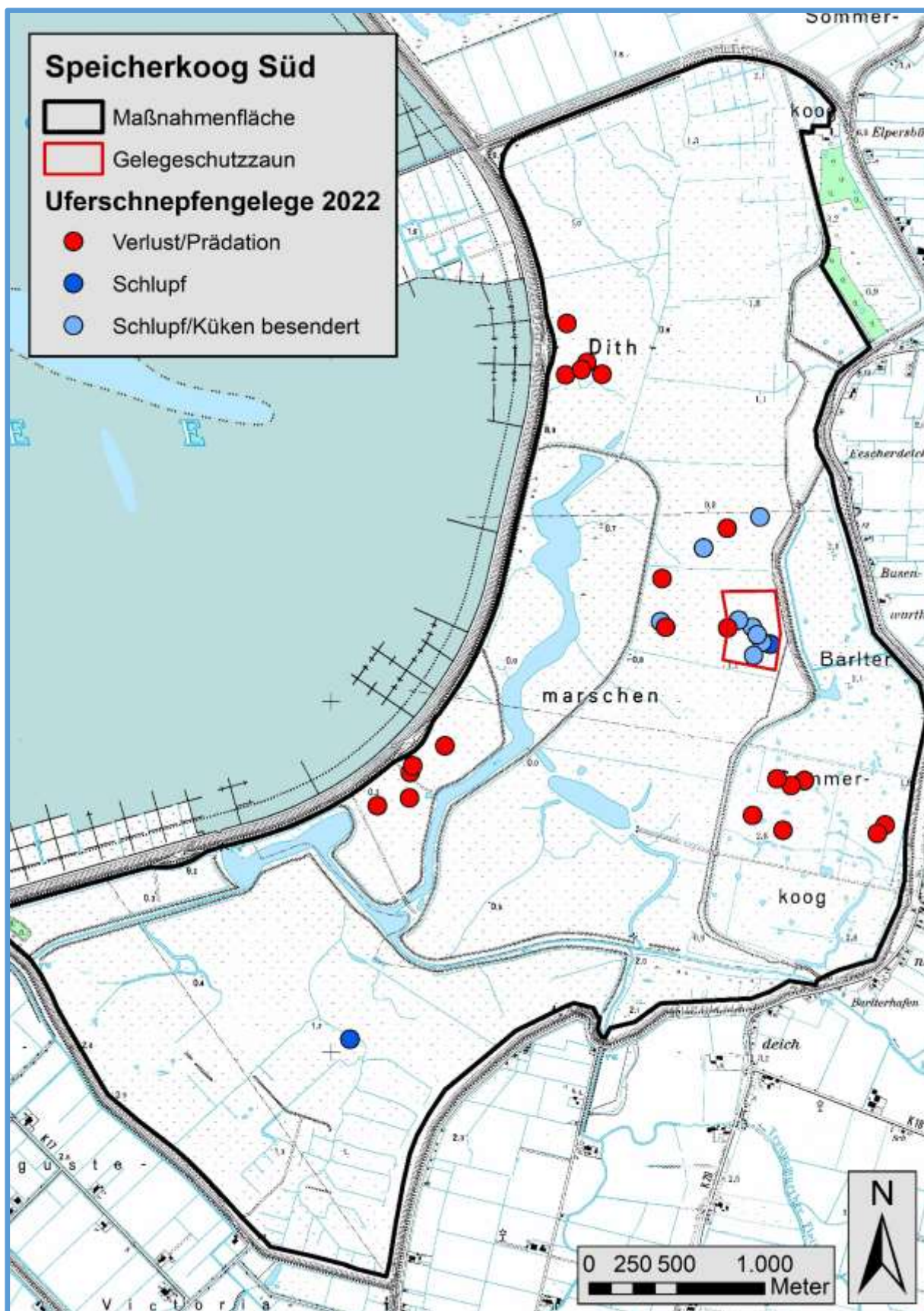
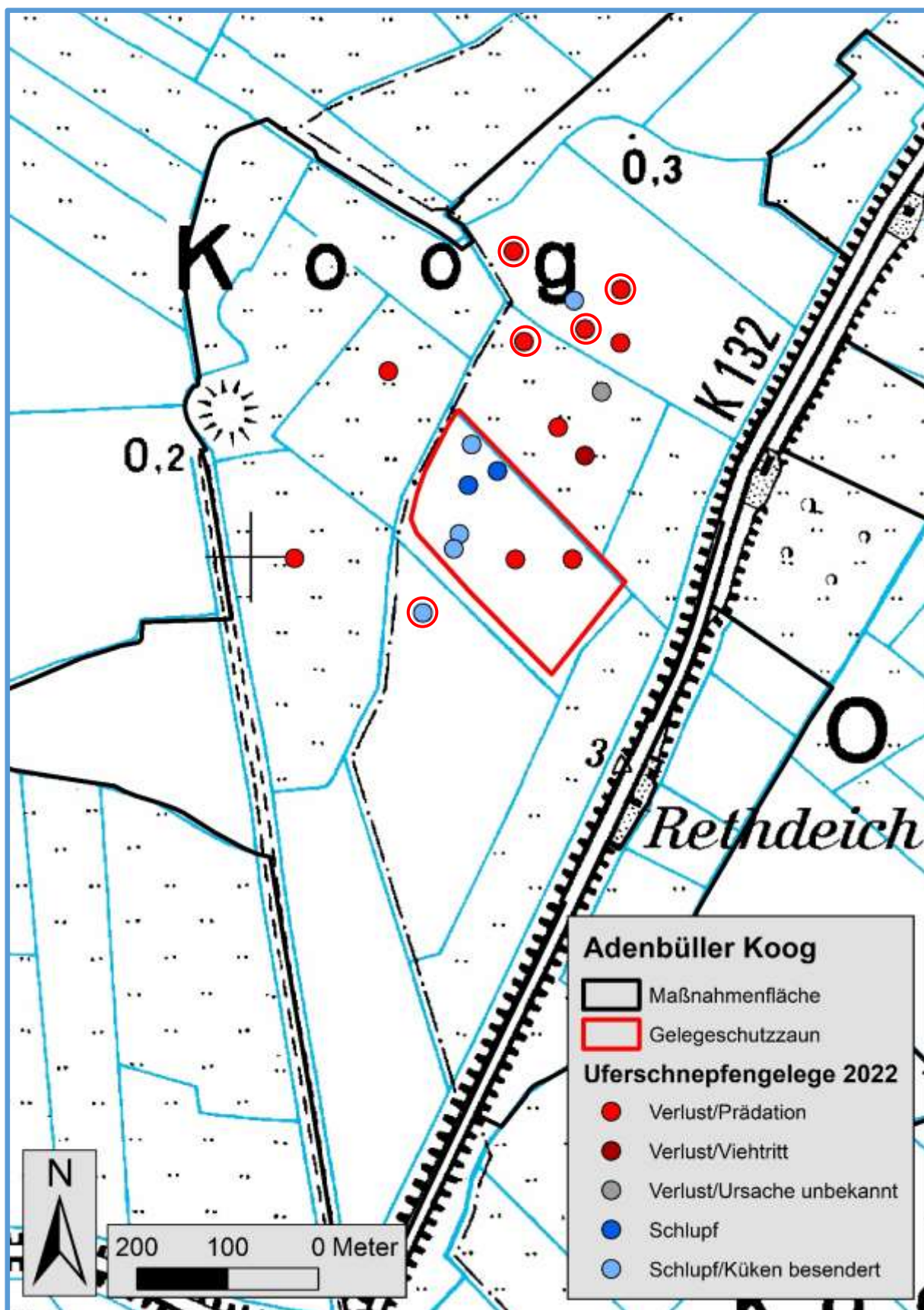


Abb. 14: Im Beltringharder Koog 2022 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.



**Abb. 15:** Im Speicherkoog Süd 2022 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Das rot gekennzeichnete Gelege, das scheinbar auf der westlichen Grenze des Zauns liegt, lag wenige Meter außerhalb des Zauns.



**Abb. 16:** Im Adenbüller Koog 2022 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.





Durch Viehtritt ging im Berichtsjahr ein Gelege im Adenbüller Koog verloren, an dem kein Gelegeschutzkorb installiert worden war. Vier weitere Gelege unter einem solchen Korb fielen Prädatoren zum Opfer, ein Gelege kam unter einem Gelegeschutzkorb zum Schlupf (Abb. 16). Von allen 2022 gefundenen Gelegen kamen zwei durch Brut-aufgabe aus unbekanntem Gründen nicht zum Schlupf, bei einem Gelege blieb das Schicksal unklar (Tab. 2).

Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 87 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 27, Speicherkoog Süd: 30, Adenbüller Koog: 18). Nicht berücksichtigt wurden Nester, die beim Fund schon aufgegeben waren, deren Schicksal nicht bekannt war oder die wegen ihrer Abgelegenheit nur in sehr großen Abständen kontrolliert wurden.

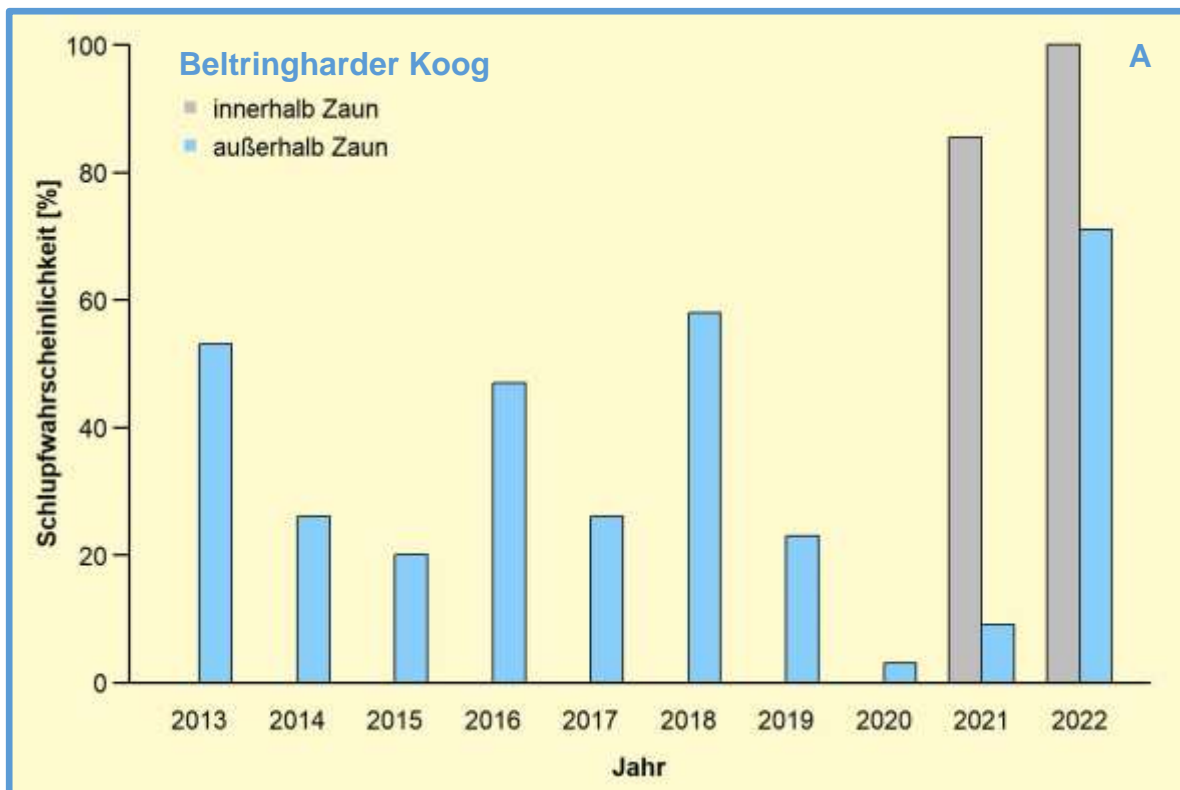
Von den fünf Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege erklärte das Modell die Daten am besten, das von sich zwischen den Gebieten unterscheidenden Schlupfwahrscheinlichkeiten ausging und von einem Unterschied zwischen Gelegen innerhalb und außerhalb eines Gelegeschutzzauns (Tab. 3). Demnach lagen die die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten eines Geleges innerhalb eines Zauns (BEK: 1,000 (ein aufgegebenes Gelege nicht berücksichtigt, da der Tag der Aufgabe nicht zu bestimmen war); SPS: 1,000; ADK:  $0,981 \pm 0,013$ ) deutlich über denen von nicht durch einen Zaun geschützten Gelegen (BEK:  $0,987 \pm 0,008$ , SPS:  $0,875 \pm 0,026$ , ADK:  $0,906 \pm 0,030$ ). Dies korrespondiert mit Wahrscheinlichkeiten, dass ein Gelege zum Schlupf kommt, zwischen 60,7 % (ADK) und 100 % (BEK, SPS) innerhalb und zwischen 3,1 % (SPS) und 71,2 % (BEK) außerhalb eines Zauns. Die Wahrscheinlichkeit zu schlüpfen ist also innerhalb eines Zauns relativ hoch und außerhalb eines Zauns relativ niedrig, unabhängig davon, in welchem Gebiet sich ein Gelege befindet (Abb. 17).

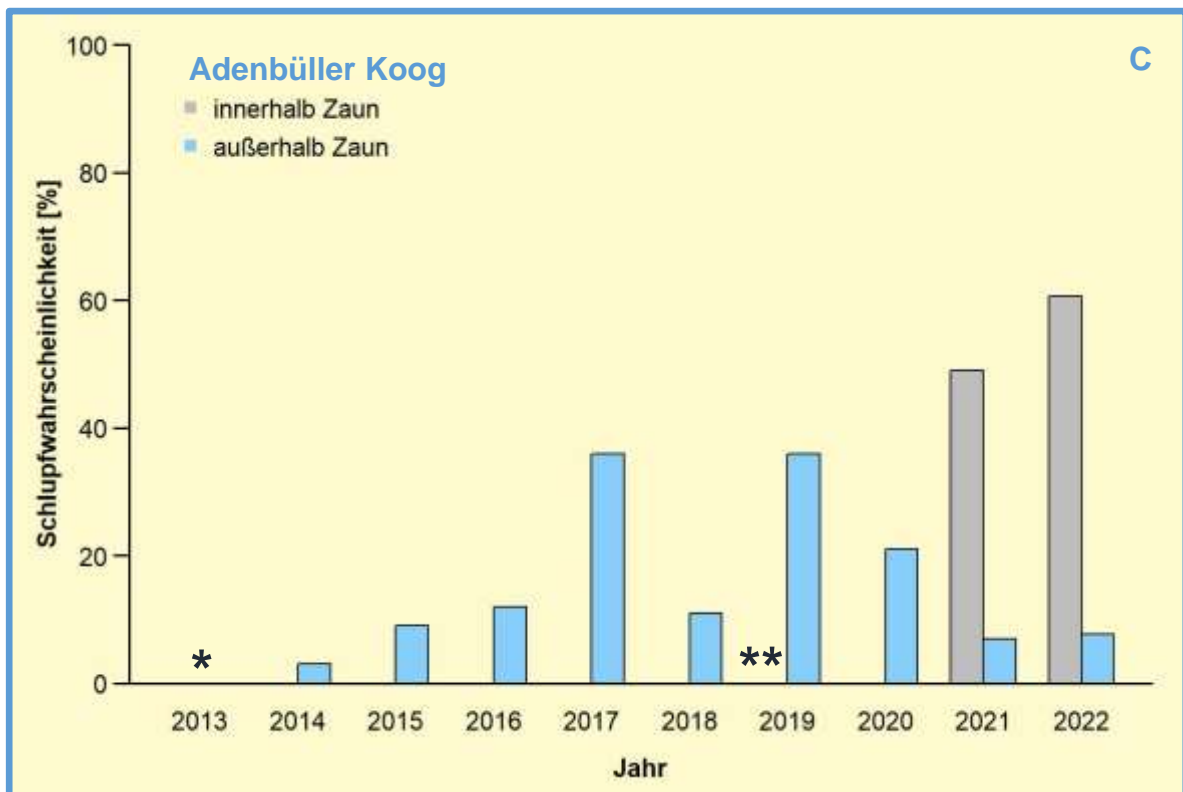
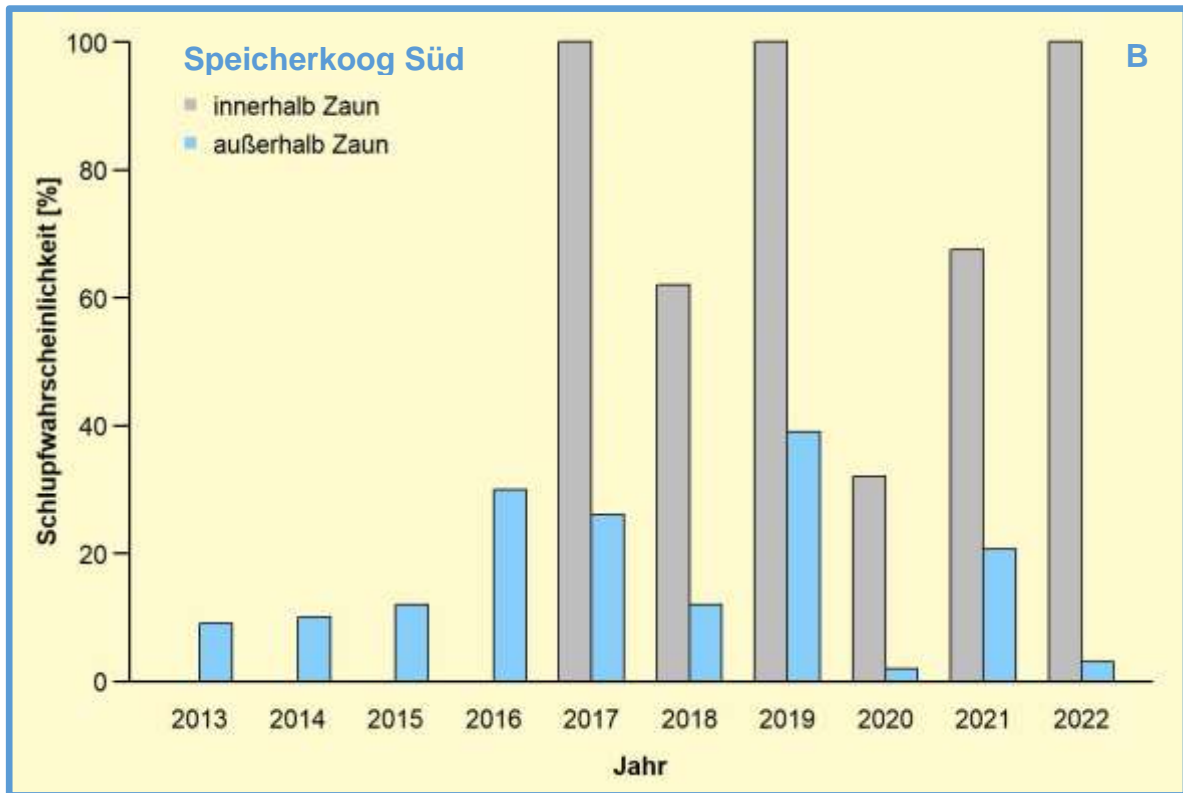
Im Vergleich zu den Vorjahren war die Schlupfwahrscheinlichkeit außerhalb der Zäune im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd niedrig (Abb. 17). Eine wesentliche Voraussetzung für einen guten Bruterfolg, nämlich ein guter Schlupferfolg, war in diesen Gebieten somit nur für Gelege innerhalb der Zäune gegeben. Dagegen war im Beltringharder Koog die hohe Schlupfwahrscheinlichkeit außerhalb des Gelegeschutzzauns bemerkenswert. Dies ist sicher auf die Aktivitäten eines Berufsjägers im Koog zurückzuführen. Von ihm wurden Bodenprädatoren (z. B. Fuchs, Marderhund, Iltis, Steinmarder) entnommen, was zu einem generell sehr guten Schlupferfolg bei bodenbrütenden Küsten- und Wiesenvögeln im Koog führte (Cimiotti 2022).



**Tab. 3:** Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit  $\Phi$  von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten in Abhängigkeit von Gebiet (Gebiet), Tag der Saison (t) und Position des Geleges innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns (Zaun). Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium ( $AIC_c$ ),  $\Delta AIC_c$ , das  $AIC_c$ -Gewicht ( $AIC_cW$ ) und die Anzahl geschätzter Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_cW$	N Parameter
$\Phi_{(\text{Gebiet} \times \text{Zaun})}$	163,4	0	>0,999	6
$\Phi_{(\text{Zaun})}$	183,9	20,5	<0,001	2
$\Phi_{(\text{Gebiet})}$	189,5	26,1	<0,001	3
$\Phi_{(.)}$	208,4	44,9	<0,001	1
$\Phi_{(\text{Gebiet} \times \text{Zaun} \times t)}$	1378,2	1214,8	<0,001	360





**Abb. 17:** Schlupfwahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in den Untersuchungsgebieten Beltringharder Koog (A), Speicherkoog Süd (B) und Adenbüller Koog (C) zwischen 2013 und 2022 unter Berücksichtigung der Lage der Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns. \*: Schlupfwahrscheinlichkeit nicht schätzbar. \*\*: nur ein Gelege (geschlüpft) innerhalb des Zauns, eine Schätzung der Schlupfwahrscheinlichkeit ist damit nicht sinnvoll.



Im Berichtsjahr kamen Nestkameras an 56 Uferschnepfengelegen zum Einsatz (Tab. 4). Von diesen kamen 30 zum Schlupf, wobei bei drei Gelegen das Schlupfergebnis nicht festgehalten wurde. Eine Brut wurden aus unbekanntem Gründen aufgegeben, prädiert wurden 24 Gelege. Bei letzteren wurde in zwei Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst.

Als Prädator konnte gebietsübergreifend in zwei Fällen ein Fuchs *Vulpes vulpes* (Abb. 18A), in acht Fällen ein Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (Abb. 18B) und in vier Fällen ein Iltis *Mustela putorius* (Abb. 18C) nachgewiesen werden (Tab. 4). Zwei Gelege fielen Rohrweihen *Circus aeruginosus* (Abb. 18E) zum Opfer. Auffällig war, dass im SPS sechs Gelege durch Heringsmöwen *Larus fuscus* (Abb. 18D) prädiert wurden. Im Gegensatz zu den meisten vorigen Projektjahren war die Prädation durch den Marderhund und nicht durch den Fuchs die häufigste Verlustursache von Gelegen.

**Tab. 4:** Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras in der Brutsaison 2022.

Gebiet	Gelege	Schicksal unklar	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Verlust					
					Prädation (nicht erfasst)	Fuchs	Marderhund	Iltis	Heringsmöwe	Rohrweihe
Beltringharder Koog	25	1	19	1	1	2				1
Speicherkoog Süd	27		8		2	1	6	4	6	
Adenbüller Koog	4			2						2
<b>Summe</b>	<b>56</b>	<b>1</b>	<b>27</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>2</b>

Wie schon in den Vorjahren wurden auch 2022 zum größten Teil nachtaktive Säuger als Prädatoren an Uferschnepfengelegen nachgewiesen. Allein auf Fuchs, Iltis und Marderhund zusammen entfallen seit Projektbeginn 88 % aller belegten Prädationsereignisse (alle Säuger: 93 %). Der Anteil durch Vögel verursachter Verluste war allerdings im Berichtsjahr mit 36 % aller mittels Kameras nachgewiesenen Prädatoren außergewöhnlich hoch (7 % über alle Projektjahre). Das Uferschnepfengelege überwiegend nachtaktiven Säugern zum Opfer fallen 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 nachgewiesenen Sturmmöwen *Larus canus* (Lind 1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zunahme von Raubsäugern (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 bzgl. Verlustursachen von Küken).



**Abb. 18:** Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2022. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis, D: Heringsmöwe, E: Rohrweihe.

#### 4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Wiesenvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da bei einem Gelegeverlust oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber bei einem Verlust aller Küken (Schekkerman et al. 2009). 2022 wurden im Speicherkoog Süd 26 und im Adenbüller Koog 18 junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet. Zwei Küken im Speicherkoog Süd verloren ihren Sender wahrscheinlich vorzeitig.



Wie in den Vorjahren verschwand ein großer Teil der Sender (28) spurlos (Tab. 5), 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 Reste im Gelände gefunden wurden oder an deren gefundenen Sendern noch Hautfetzen, Federn oder Blutspuren klebten. Im Berichtsjahr betraf dies drei Küken/Sender im Speicherkoog Süd und zwei Küken/Sender im Adenbüller Koog. Allerdings konnte bei keinem dieser Verluste auf eine bestimmte Prädatorenart geschlossen werden.

Ein besendertes Küken wurde im Speicherkoog Süd und drei Küken wurden im Adenbüller Koog tot gefunden. Das Alter dieser Küken lag zwischen einem Tag und 25 Tagen. Das Küken im Speicherkoog Süd wurde erst eine längere Zeit nach seinem Tod gefunden, als es schon weitgehend verwest war. An den weiteren, relativ frisch toten Küken waren keine äußerlichen Verletzungen zu erkennen, weshalb die Todesursache unbekannt bleiben muss. Auffällig war der hohe Anteil dieser Fälle (17 %) im Adenbüller Koog. Im Speicherkoog Süd wurden vier Küken flügge, im Adenbüller Koog war es keines (Tab. 5). Wie in den Vorjahren ist davon auszugehen, dass Prädation die hauptsächliche Verlustursache von Küken war (siehe oben), auch wenn dies wegen des hohen Anteils verlorener Sender (Tab. 5) anhand der hier erhobenen Daten nicht belegt werden kann.

**Tab. 5:** Schicksal der Sender bzw. der 2022 mit Sendern ausgestatteten Küken.

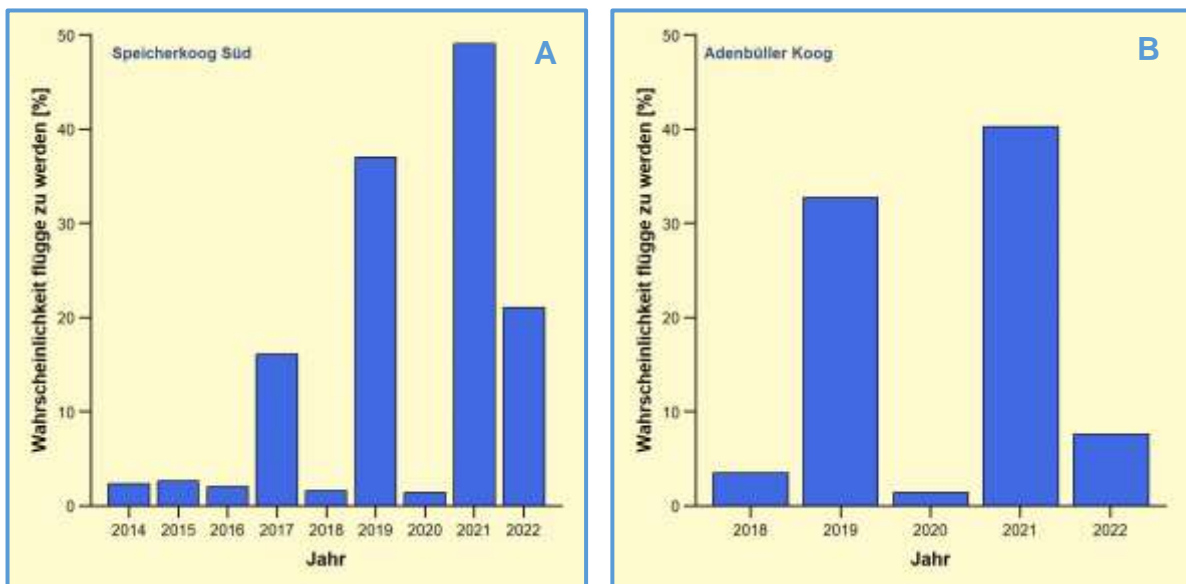
Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Sender wahrscheinlich abgefallen	2	0
Sender spurlos verschwunden	16	12
Verlust aus unbekanntem Gründen, Küken im Gelände gefunden	1	3
Verlust durch unbekanntem Prädator, Sender/Kükenreste im Gelände gefunden	3	3
Flügge	4	0
<b>Summe</b>	<b>26</b>	<b>18</b>

Von den Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Küken wurde das Modell  $\Phi_{(G+T)}$ , welches von einer über die Brutsaison stetig abnehmenden und sich zwischen den Untersuchungsgebieten unterscheidenden täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausgeht, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 6). Das auf Basis des Modells  $\Phi_{(G)}$  ( $\Delta AIC_c$ : 9,7) geschätzten Parameter beschreiben die durchschnittliche tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit über die gesamte Saison in beiden Untersuchungsgebieten. Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd  $0,937 \pm 0,014$  und im Adenbüller Koog  $0,912 \pm 0,020$ , was Wahrscheinlichkeiten von 21,0 % ( $\Phi^{24}$ ) und 7,6 % ( $\Phi^{28}$ ) entspricht, dass ein geschlüpftes Küken flügge wird.

Nach hohen Werten im Vorjahr sank damit die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden wieder deutlich, lag bezogen auf den gesamten Projektzeitraum aber noch relativ hoch (SPS) bzw. im mittleren Bereich (ADK; Abb. 19).

**Tab. 6:** Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten  $\Phi$  von im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2022 besenderten Uferschnepfenküken.  $\Phi$  wurde modelliert in Abhängigkeit von Gebiet (G), Tag der Saison (t) und einem stetigen zeitlichen Trend (T). Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium ( $AIC_C$ ),  $\Delta AIC_C$ , das  $AIC_C$ -Gewicht ( $AIC_CW$ ) und die Anzahl geschätzter Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	$AIC_C$	$\Delta AIC_C$	$AIC_CW$	N Parameter
$\Phi_{(G+T)}$	171,4	0	0,96	4
$\Phi_{(T)}$	179,8	8,4	0,01	2
$\Phi_{(.)}$	180,2	8,8	0,01	1
$\Phi_{(G)}$	181,1	9,7	0,01	2
$\Phi_{(t)}$	236,5	65,1	<0,01	51
$\Phi_{(G+t)}$	370,1	198,7	<0,01	102



**Abb. 19:** Wahrscheinlichkeiten flügge zu werden von (A) im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2022 und (B) im Adenbüller Koog zwischen 2018 und 2022 besenderten Uferschnepfenküken. Die zur Schätzung herangezogenen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten entstammen dem Modell  $\Phi_{(G)}$ . Für das Flüggewerden wurde im Speicherkoog Süd ein Alter von 24 Tagen und im Adenbüller Koog ein Alter von 28 Tagen angenommen (siehe Abschnitt 3.3.2).

#### 4.3.3 Kükenwachstum

Von den 26 im Speicherkoog Süd und 18 im Adenbüller Koog besenderten Küken konnten 13 einmal, neun zweimal und vier Küken dreimal im Alter von sechs bis 24 Tagen wiedergefangen, erneut vermessen und gewogen werden. Die Flügellänge wurde erst ab einem Alter von sieben Tagen gemessen.



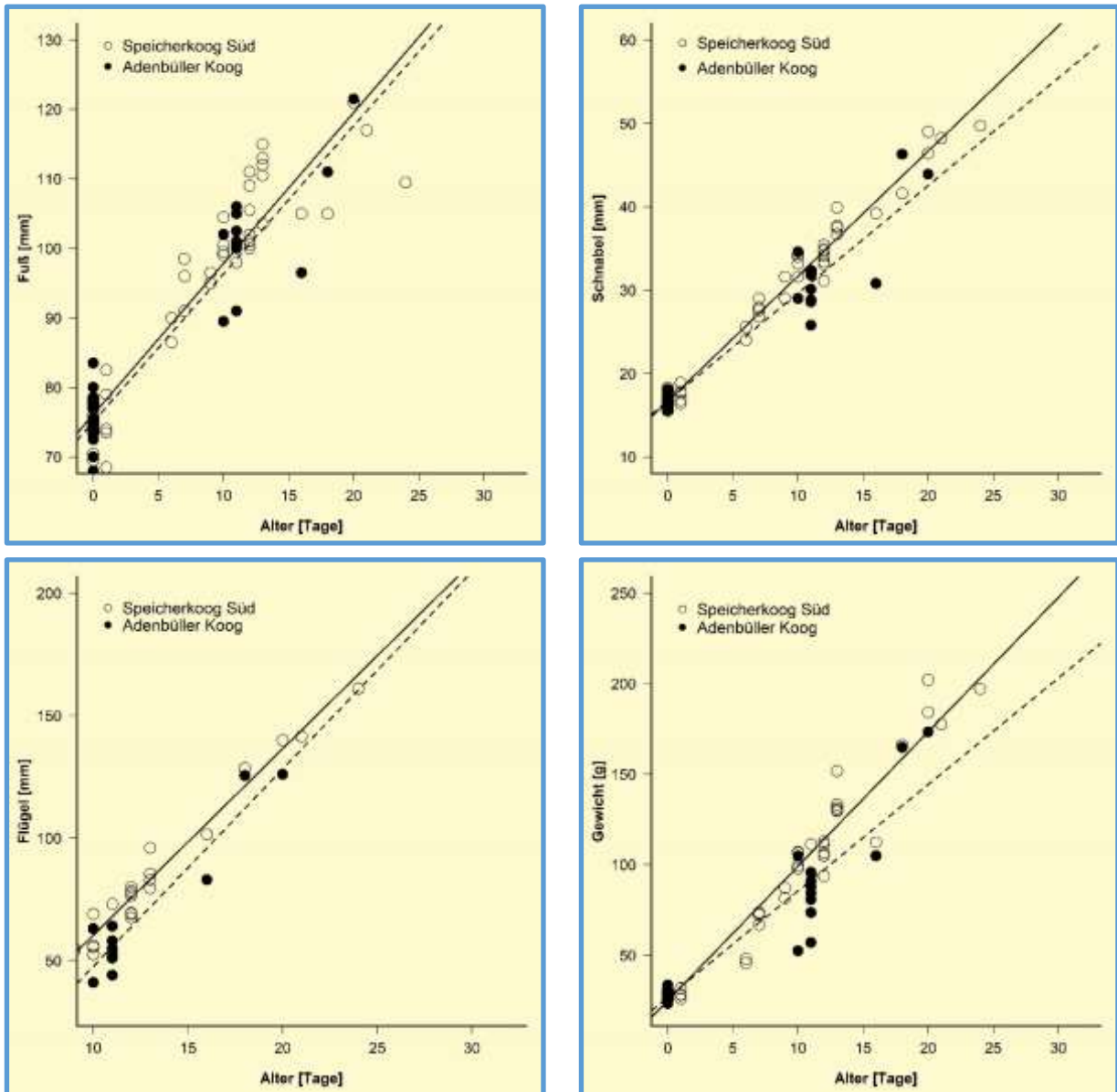
Unmittelbar nach dem Schlupf waren in beiden Gebieten die Maße in etwa gleich (Fuß: Adenbüller Koog  $74,9 \text{ mm} \pm 3,8 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd  $75,2 \text{ mm} \pm 2,3 \text{ sd}$ ; Schnabel: Adenbüller Koog  $16,8 \text{ mm} \pm 0,8 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd  $16,7 \text{ mm} \pm 0,7 \text{ sd}$ ; Gewicht: Adenbüller Koog  $29,1 \text{ g} \pm 2,6 \text{ sd}$ , Speicherkoog Süd  $28,1 \text{ g} \pm 1,7 \text{ sd}$ ). Lineare Regressionen ergaben, dass drei von vier Maßen im Speicherkoog Süd schneller zunahmen als im Adenbüller Koog, die Küken im Speicherkoog Süd also schneller wuchsen (Abb. 20, Tab. 7, Salewski in Vorber.). Ausnahme war 2022 die Flügellänge, die zum ersten Mal seit 2018 im Speicherkoog Süd langsamer zunahm als im Adenbüller Koog. Über alle Jahre gemittelt und also auf Basis einer deutlich größeren Stichprobe nahm jedoch die Flügellänge im Speicherkoog Süd deutlich schneller zu als im Adenbüller Koog (Salewski, in Vorb.). Eine Folge des schnelleren Wachstums ist, dass entgegen früheren Annahmen (Salewski et al. 2015) die Küken im Speicherkoog Süd nicht erst im Alter von 27 Tagen flügge wurden, sondern schon mit 24 Tagen. 2019 flog eines sogar schon im Alter von 22 Tagen (Salewski et al. 2019a). Besondere Küken im Adenbüller Koog flogen erst im Alter von mindestens 28 Tagen, einige auch erst später (Salewski & Schmidt 2021).

Die durchgeführte Analyse ist mit einigen Problemen behaftet. Die Anzahl der Messungen an älteren Küken ist gering, und da es sich um wiederholte Messungen am selben Küken und zum Teil um Geschwister handelt, ist die Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben. Für eine angemessenere Analyse sind aber aus dem Berichtsjahr nicht genügend Daten vorhanden. Trotzdem ergibt sich aus den vorliegenden Befunden ein deutlicher Hinweis, dass in Gebieten, die weniger als 40 Kilometer auseinanderliegen, die Wachstumsbedingungen für Uferschnepfenküken sehr unterschiedlich sein können. Dies hat bedeutende Folgen für die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit, dass Küken flügge werden (siehe oben), und somit für die Ermittlung des Bruterfolgs (Abschnitt 4.3.4).

**Tab. 7:** Wachstum von besenderten Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2022. Dargestellt sind die täglichen Zunahmen der Schnabel- und Fußlängen sowie des Gewichts von zwischen 0 und 24 Tage alten Küken und der Flügellänge von zwischen 7 und 24 Tage alten Küken, jeweils unter der Annahme linearen Wachstums.

	tägliche Zunahme im	
	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Schnabellänge [mm]	1,5	1,3
Fußlänge [mm]	2,2	2,1
Flügellänge [mm]	7,6	8,1
Gewicht [g]	7,4	5,8





**Abb. 20:** Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2022. Dargestellt sind die Fuß-, Schnabel- und Flügelängen sowie das Gewicht in Abhängigkeit vom Alter der Küken. Durchgezogene Linie: Trendlinie nach einer linearen Regression der Daten aus dem Speicherkoog Süd. Gestrichelte Linie: Trendlinie nach einer linearen Regression der Daten aus dem Adenbüller Koog.

#### 4.3.4 Bruterfolg

Der Bruterfolg fiel 2022 in den vier Intensivgebieten unterschiedlich aus (Tab. 8). Im Ostermoor wurde mit 1,0 flüggen Jungvögeln/Revierpaar der höchste Wert erreicht, der je in einem Gebiet während der Projektlaufzeit festgestellt wurde. In den anderen Gebieten lag der Bruterfolg wiederum deutlich unter dem Wert von 0,46 flüggen Jungen/Revierpaar, der als bestandserhaltend angesehen wird (Helmecke et al. 2011). Im Speicherkoog Süd (0,22) und im Adenbüller Koog (0,11) lagen die Werte im langjährigen Schwankungsbereich (Tab. 8). Im Beltringharder Koog wurde dagegen mit 0,37



flüggen Jungvögeln/Revierpaar nach den sehr geringen Werten 2021 (0,03) und 2020 (0,00) wieder ein etwas höherer Bruterfolg erzielt. Dabei wurde dort der Bruterfolg möglicherweise unterschätzt: Wegen des in diesem Jahr außergewöhnlich frühen, großflächigen Auftriebs von Bullen im Südöstlichen Feuchtgrünland (Abb. 5) konnten dort in der Kükenführungszeit nur die nördlichen und südlichsten Teilflächen betreten werden. Im zentralen Bereich könnten daher flügge Küken unentdeckt geblieben sein. Die Auswirkungen dieses Umstands dürften allerdings gering gewesen sein, da auf den betroffenen Flächen zuvor nur wenige Uferschnepfenreviere verzeichnet worden waren (Abb. 5).

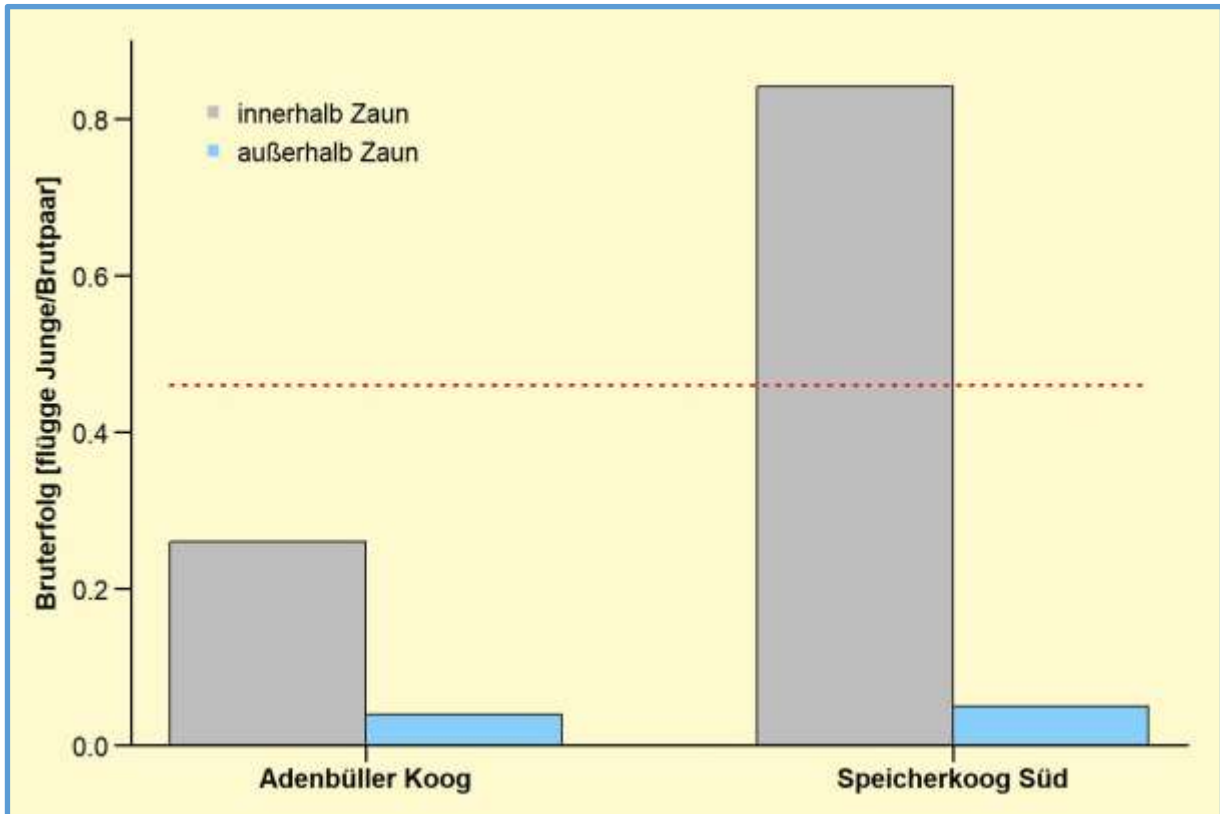
**Tab. 8:** Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2022 und resultierender Mindestbruterfolg [flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn. Fett: Jahre mit einem Bruterfolg von mindestens 0,46 flüggen Junge/Brutpaar, der als bestandserhaltend gilt (Helmecke et al. 2011).

Projektgebiet	flügge Jungvögel*	Bruterfolg* [flügge Junge/Revierpaar]									
	2022	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringhar-der Koog	41	0,37	0,03	0,00	0,22	<b>0,71</b>	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicher-koog Süd	15	0,22	<b>0,49</b>	0,03	<b>0,93</b>	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor/Huder Schl.	12	<b>1,00</b>	<b>0,50</b>	0,00	<b>0,70</b>	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	2	0,11	0,26	0,05	<b>0,91</b>	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	0,00

\* Mindestwert

Unabhängig von der Beobachtung flügger Küken lässt sich der Bruterfolg anhand der Wahrscheinlichkeiten eines Geleges, zum Schlupf zu kommen, der durchschnittlichen Anzahl der aus einem erfolgreichen Gelege geschlüpften Küken und der Wahrscheinlichkeit der geschlüpften Küken flügge zu werden nach Schekkerman et al. (2008) schätzen (Abschnitt 3.3.2). Für die Wahrscheinlichkeit eines Geleges, innerhalb oder außerhalb des Zaunes zu schlüpfen, gingen die den Abb. 17 B und C zugrundeliegenden Werte ein. Die durchschnittliche Anzahl pro erfolgreichem Gelege geschlüpfter Küken betrug im SpeicherkooG Süd 4,0 ( $\pm 0,0$ ;  $n = 6$ ) innerhalb des Zauns und 3,8 ( $\pm 0,5$ ;  $n = 4$ ) außerhalb des Zauns. Im Adenbüller Koog lagen die entsprechenden Werte bei 4,0 ( $\pm 0,0$ ;  $n = 5$ ) und 3,5 ( $\pm 0,7$ ;  $n = 2$ ). Zusammen mit den nach beiden Gebieten, aber nicht nach Einzäunung getrennten Wahrscheinlichkeiten geschlüpfter Küken flügge zu werden ergaben sich Schätzwerte von 0,26 flüggen Jungen/Brutpaar im Adenbüller Koog und 0,84 flüggen Jungen/Brutpaar im SpeicherkooG Süd für Schnepfenpaare, die innerhalb der Gelegeschutzzäune brüteten. Die entsprechenden Schätzwerte für Paare, die außerhalb der Zäune brüteten, waren 0,04 flügge Junge/Brutpaar im Adenbüller Koog und 0,05 flügge Junge/Brutpaar im SpeicherkooG Süd (Abb. 21). Die Schätzwerte zum Bruterfolg sollten mit Vorsicht behandelt werden, da sie zum Teil auf sehr kleinen Stichproben basieren, die nicht repräsentativ für das

jeweilige Gebiet sein müssen. So beruht z. B. die Schätzung der Anzahl pro erfolgreichem Gelege geschlüpfter Küken außerhalb des Zauns im Adenbüller Koog nur auf zwei Gelegen. Es zeigte sich aber, dass der geschätzte Bruterfolg von Uferschnepfen, die in Zäunen brüteten deutlich über dem Bruterfolg von Schnepfen lag, die außerhalb von Zäunen brüteten (Abb. 21).



**Abb. 21:** Schätzung des Bruterfolgs von Uferschnepfenpaaren, die 2022 im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd innerhalb und außerhalb des Gelegeschutzzauns gebrütet haben (nach Schekkerman et al. 2008). Gestrichelte rote Linie: Nach Helmecke et al. (2011) zum Erhalt des Bestands nötiger Bruterfolg.

#### 4.3.5 Beringung

Im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd wurden 2022 insgesamt 54 Uferschnepfen als Küken oder als Adulte neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 9). Von diesen wurden zusätzlich elf Küken und sieben adulte mit einer individuellen Farbringkombination markiert. Bei 35 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine für eine Farbberingung beim Schlupf noch zu kurz sind und diese Küken nicht wiedergefangen wurden.

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 430 individuell mit Farbringen gekennzeichneten Vögeln über 10 000 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa-



Brutgebieten wurden auch 2022 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen gemeldet (Abb. 22). So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen in Portugal (Februar, März), Spanien (Januar, Februar, März) und den Niederlanden (Februar, März) dokumentiert. Vom Wegzug liegen Beobachtungen aus den Niederlanden (Juni) und Spanien (September, Oktober) vor. Ob es sich bei Meldungen aus Spanien im Januar und Oktober um Vögel handelt, die dort überwintern (Rakhimberdiev et al. 2016), muss offen bleiben. Aus Afrika liegen keine Meldungen aus dem Berichtsjahr vor.

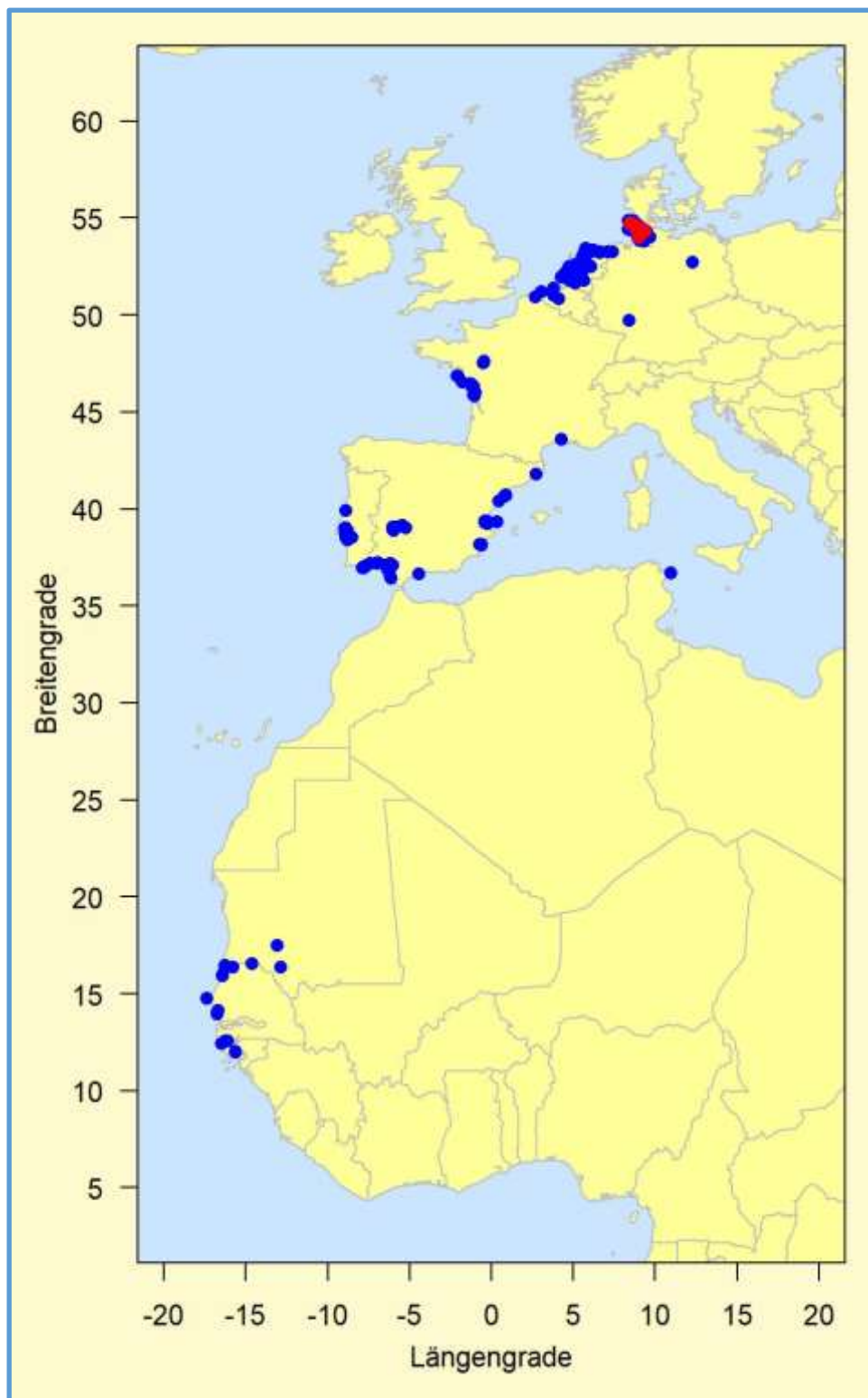
**Tab. 9:** Anzahl der 2022 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metallring und Farbringe	Metallring und Farbringe
Beltringharder Koog	-	2	6
Speicherkoog Süd	21	5	1
Adenbüller Koog	15	4	-

Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten ergab, dass das Modell, welches von einer konstanten jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit der beiden Altersklassen ausgeht, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen  $88,2 \% \pm 1,0 \%$ , was in den Rahmen ähnlicher 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 und in die Projektgebiete zurückzukehren  $57,7 \% \pm 5,1 \%$ .

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

Modell	AIC <sub>C</sub>	$\Delta$ AIC <sub>C</sub>	AIC <sub>C</sub> W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	2925,0	0,0	0,81	4
$\Phi_{(a2^*T)}p_{(a2^*T)}$	2928,0	3,0	0,18	8
$\Phi_{(a2^*t)}p_{(a2^*t)}$	2937,6	12,6	0,01	56



**Abb. 22:** Zug schleswig-holsteinischer Uferschnepfen. Dargestellt sind die Brutgebiete, in denen seit 2008 Uferschnepfen vom MOIN farbberingt wurden (rote Punkte), sowie die Lokalitäten von Wiederbeobachtungen dieser Vögel (blaue Punkte) bis November 2022.



## 5 Diskussion

Seit 2013 optimiert das LIFE-Limosa-Projekt in den Projektgebieten Bruthabitate für Uferschnepfen. Dies erfolgt nach mit wissenschaftlichen Methoden aus verschiedenen Studien gewonnenen Erkenntnissen zur Habitatwahl der Art (Düttmann et al. 2006, Groen et al. 2012, Hötker et al. 2012) und nach den Vorschlägen eines internationalen Expertengremiums, welches das Projekt im Rahmen der für LIFE-Projekte vorgesehenen „expert visits“ bereits zweimal besuchte. Bisher hat sich trotz der Maßnahmen der Bruterfolg in den Intensivgebieten, bei deutlichen Schwankungen zwischen den Jahren und Gebieten, jedoch kaum nachhaltig erhöht. Lediglich im Ostermoor/Huder Schleife könnte sich mit einem zum Bestandserhalt ausreichenden Bruterfolg in drei der letzten vier Jahre eine Wende abzeichnen. Allerdings war unter den drei Jahren auch das „Mäusejahr“ 2019 und 2021 lag der hohe Bruterfolg an den Paaren in der Huder Schleife, die durch einen Zaun geschützt sind. Mit Ausnahme des Beltringharder Koogs zeigte keines der Projektgebiete eine Zunahme des Brutbestands während der Projektlaufzeit. Wenn alle Projektgebiete zusammengefasst werden, liegt die Anzahl der Revierpaare in den Maßnahmenflächen rund 21 % unter dem Ausgangsbestand 2013. In den Projektgebieten Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog und Eiderästuar erreichte 2022 die Anzahl der Revierpaare die niedrigsten Werte seit Projektbeginn.

Das Jahr 2019 hatte sich, sehr wahrscheinlich aufgrund der in diesem Jahr auftretenden Wühlmausgradation (Salewski et al. 2019a), durch einen außergewöhnlich guten Bruterfolg in einigen Projektgebieten ausgezeichnet. Zum ersten Mal wurde in drei der vier Intensivgebiete das Projektziel eines Bruterfolgs von mindestens 0,6 flüggen Jungen/Brutpaar nicht nur erreicht, sondern deutlich übertroffen (Salewski et al. 2019a). Ähnliche Beobachtungen lagen aus Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse vor und wiesen auf einen generell guten Bruterfolg 2019 bei Wiesenvögeln hin (Salewski et al. 2019). Uferschnepfen zeigen eine hohe Ortstreue zu ihrem einmal gewählten Brutplatz und Jungvögel tendieren dazu, in der weiteren Umgebung des eigenen Schlupfortes zu brüten (Groen 1993, Tüllinghoff et al. 2000, van den Brink et al. 2008). Daher war nach dem guten Bruterfolg 2019 ein Anstieg der Bestände (Abb. 3) nicht überraschend. Der positive Effekt des Mäusejahres war allerdings 2022 schon nicht mehr zu bemerken, die Bestände waren bereits wieder unter das Niveau von 2019 gefallen. Diese Entwicklung fand sich nicht nur in den Projektgebieten, sondern auch landesweit (Thomsen, unpubl. Daten).

Der Bruterfolg fiel 2022 in den einzelnen Projektgebieten sehr unterschiedlich aus. Während im Beltringharder Koog nach mehreren Jahren mit einer nur geringen Anzahl flügger Küken wieder etwas höher ausfiel (Tab. 8), erreichte er im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog die üblichen niedrigen Werte (mit Ausnahme der Flächen innerhalb von Gelegeschutzzäunen, siehe unten). Im Beltringharder Koog ist der überdurchschnittlich gute Schlupferfolg sicher darauf zurückzuführen, dass vor und wäh-



rend der Brutsaison erstmals Bodenprädatoren durch einen Berufsjäger intensiv entnommen wurden. Auch der Bruterfolg vieler weiterer Wiesen- und Küstenvogelarten war dadurch 2022 außergewöhnlich hoch (Cimiotti 2022). Hervorzuheben ist auch das Ostermoor/Huder Schleife, wo der Bruterfolg in drei der letzten vier Jahre über dem bestandserhaltenden Wert lag. Der hohe Bruterfolg von 1,0 flüggen Jungen/Brutpaar war im Gegensatz zu 2019 und 2021 (Tab. 8) allerdings nicht auf besonders erfolgreich brütende Paare in der durch einen Zaun geschützten Huder Schleife zurückzuführen, sondern auf Brutpaare im Ostermoor. Ein Grund für den im Gegensatz zu allen vorigen Projektjahren hohen Bruterfolg im Ostermoor ist nicht ersichtlich. Allerdings sind auch in anderen Gebieten in manchen Jahren außergewöhnlich hohe Bruterfolge zu verzeichnen. Ein Beispiel war 2018 der Wöhrdener Sommerkoog in Dithmarschen (fünf Brutpaare, elf flügge Junge; Salewski et al. 2018). Im in der Eider-Treene-Sorge-Niederung liegenden Meggerkoog lag der Bruterfolg zwischen 2013 und 2022 in sechs von zehn Jahren ebenfalls über dem bestandserhaltenden Wert von 0,46 flüggen Jungen/Brutpaar (H. Jeromin, unpubl. Daten). Hier werden Gelege lediglich vor der Zerstörung durch landwirtschaftliche Arbeiten geschützt, aber keine weiteren habitatoptimierenden Maßnahmen durchgeführt.

Die Kombination aus hoher jährlicher Überlebenswahrscheinlichkeit und in den meisten Jahren und Gebieten geringem Bruterfolg zeigt, dass es letzteres, also ein hoher Verlust von Eiern und Küken ist, was zu den abnehmenden Beständen führt. Der überwiegende Anteil der Gelege- und Kükenverluste ist auf einen einzigen proximat (siehe unten) Faktor zurückzuführen: Prädation. Allerdings unterscheiden sich die Prädatorenspektren in Bezug auf Gelege (zum Großteil nachtaktive Säuger) und Küken (zu in etwa gleichen Teilen nachtaktive Säuger und tagaktive Greifvögel) deutlich (Salewski & Schütze 2017). Seit einigen Jahren wird im Projekt gezeigt, dass Gelegeschutzzäune den Schlupferfolg deutlich erhöhen (Salewski & Granke 2020, Salewski & Schmidt 2021). In anderen Studien konnte gezeigt werden, dass Gelegeschutzzäune auch zu einem deutlich erhöhten Bruterfolg führen können (Verhoeven et al. 2022; siehe Rickenbach et al. 2011, Malpas et al. 2013, White & Hirons 2019 für den Kiebitz). In Bayern wurde 2022 getestet, ob sich Brachvogelküken mittels Amphibienzäunen innerhalb der Gelegeschutzzäune halten lassen (W. Nerb, pers. Mitt.), was eine weitere Möglichkeit sein könnte, den Bruterfolg zu erhöhen. Obwohl Gelegeschutzzäune nicht gegen Prädation aus der Luft schützen können, zeigen die Ergebnisse aus dem LIFE-Limosas-Projekt, dass sie von allen zurzeit durchgeführten Maßnahmen die einzige sind, die kurzfristig sowohl den Schlupf- als auch den Bruterfolg erhöhen, und das in einem sehr ausgeprägten Maß (Abb. 17; siehe aber unten bzgl. Prädatorenmanagement).

Die Prädation von Eiern und Küken ist nachweislich die proximate Ursache für den geringen Bruterfolg von Uferschnepfen in den LIFE-Limosas-Gebieten (Salewski & Schütze 2017, Salewski et al. 2019b, Salewski & Granke 2020). Es ist jedoch fraglich, ob es auch der ultimate Grund ist. Prädation ist in der Regel die Hauptverlustursache von Vogelbruten (Ricklefs 1969, Teunissen et al. 2008), und speziell Bodenbrüter sind



dafür anfällig. Dass diese Prädation aber bestandsgefährdende Ausmaße erreicht ist eine relativ neue Entwicklung (Scheckerman et al. 2009, Roodbergen et al. 2012). Die Frage ist nun, welche Faktoren dazu geführt haben, dass potenzielle Wiesenvogelhabitate zu einer wiesenvogelunfreundlicheren und prädatorenfreundlicheren Landschaft geworden sind. Diese Entwicklung bewirkt, dass die ohne Zweifel wichtigen und grundsätzlich zielführenden Maßnahmen zur Lebensraumoptimierung trotz ihrer konsequenten Ausführung nicht zum gewünschten Erfolg führten (siehe auch Nehls 2001, Melman et al. 2008, Colwell et al. 2019).

Solange keine genaueren Untersuchungen zum Zusammenspiel zwischen verschiedenen Umweltfaktoren und erhöhter Prädation von Wiesenvogelgelegen und -küken vorliegen, muss die Diskussion darüber eine hypothetische bleiben. Die mögliche Rolle von Wühlmausgradationen wurde bereits ausführlich in Salewski et al. (2019a) diskutiert (siehe auch Beintema & Müskens 1987, Struwe-Juhl 1995, Köster & Bruns 2003, Laidlaw et al. 2017). Ein weiteres Problem könnte sich aus dem allgemeinen Rückgang von Insekten ergeben (Benton et al. 2002, Hallmann et al. 2017, Gatter et al. 2020). Im Speicherkoog Süd wachsen Uferschnepfenküken wesentlich schneller heran als im Adenbüller Koog (Abschnitt 4.3.3) und im Beltringharder Koog (Salewski et al. 2015, ausführlich in Salewski & Schmidt 2021). Das schnellere Wachstum hat zur Folge, dass die Küken im Speicherkoog Süd mindestens vier Tage früher flügge werden als im Adenbüller Koog. Sie wären damit mindestens vier Tage früher nicht mehr dem Risiko ausgesetzt, Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen. Legt man die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken aus Abschnitt 4.3.2 zugrunde, hätten Uferschnepfenküken 2022 im Speicherkoog Süd eine um 5 % verringerte Wahrscheinlichkeit flügge zu werden gehabt, wenn sie anstatt mit 24 Tagen erst mit 28 Tagen flügge geworden wären. Küken aus dem Adenbüller Koog hätten eine um 5 % erhöhte Wahrscheinlichkeit flügge zu werden, wenn sie schon mit 24 Tagen fliegen könnten anstatt erst mit 28 Tagen. Diese Diskrepanz würde sich noch erhöhen, wenn Küken erst im Alter von 30 Tagen fliegen könnten, wie dies im Adenbüller Koog zum Teil der Fall ist (Salewski & Schmidt 2021).

Eine niedrigere Wachstumsrate kann auf ein verringertes Nahrungsangebot und/oder qualitativ schlechtere Nahrung schließen lassen (Kentie et al. 2013). Beim Habitatmanagement sollte daher nicht nur auf Flachwasserbereiche im zeitigen Frühjahr geachtet werden, deren Bedeutung für das Vorkommen von Uferschnepfen zu dieser Zeit groß ist (Hötter et al. 2012), sondern es sollten feuchte Bereiche und Blänken auch bis in den Mai und Juni erhalten bleiben, um Zuckmücken als potenzieller Nahrung gute Lebensbedingungen zu bieten (Salewski & Schmidt 2021). Zusätzlich sollte darauf geachtet werden, dass bei einer Beweidung durch Rinder oder Schafe diese nicht mit Antiparasitika wie zum Beispiel dem Wurmmittel Ivermectin behandelt werden. Diese Mittel sorgen nachweislich für eine reduzierte Insektenfauna (Beynon 2012, Koopmann & Kühne 2017) und verringern somit das Nahrungsangebot für Küken. Eine dadurch verlängerte Zeit bis zum Flüggewerden würde das Risiko erhöhen,





Bodenprädatoren zum Opfer fallen, ohne dass dies eine Zunahme der Bodenprädatoren voraussetzte.

## 6 Fazit

Ziel des LIFE-Limosa-Projekts ist es, durch die Optimierung der Habitate in den Projektgebieten den Bruterfolg der Uferschnepfen zu steigern, um damit für zunehmende Bestände zu sorgen. Die Erfahrung der letzten Projektjahre zeigt jedoch, dass das Optimieren von Bruthabitaten allein nicht ausreicht, um für einen guten Bruterfolg zu sorgen. Der Trend der abnehmenden Bestände von Uferschnepfen 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 deutet darauf hin, dass auch übergeordnete, großräumig wirkende Faktoren eine Rolle spielen, die sich durch ein im Projektrahmen durchführbares, relativ kleinräumiges Management nur bedingt beeinflussen lassen.

Zunehmende Prädation von Gelegen und Küken ist das Problem, das im gesamten Verbreitungsgebiet zu einem nicht ausreichenden Fortpflanzungserfolg führt (Nehls 2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2012, Kubelka et al. 2018). Allerdings fehlt weitgehend der Versuch zu erklären, was die Mechanismen sind, die zu einer erhöhten Prädation im Vergleich zur Situation vor wenigen Jahrzehnten führen. 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 Wiesenvögel attraktiv gestalten und können das Management danach ausrichten. Wir wissen aber nicht, welche Faktoren in diesen Gebieten anschließend zu einem schlechten Bruterfolg mit abnehmenden Beständen führen. Möglicherweise ist dies eine im Zuge einer Intensivierung der Landnutzung veränderte Nahrungssituation für potenzielle Prädatoren, ebenso wie eine ungünstige Nahrungssituation für die Küken. Dass dabei ausbleibende oder flacher verlaufende Mäusezyklen und die Anwendung von Antiparasitika in der Viehhaltung eine den Fortpflanzungserfolg von Uferschnepfen negativ beeinflussende Rolle spielen sind im Lauf des Projekts entwickelte Thesen, die noch geprüft werden müssen. Zielführende Untersuchungen hierzu fehlen leider weitgehend. Hier besteht ein großes Defizit, das ein genaueres Verständnis der Bestandsdynamik von Uferschnepfen und eine darauf basierende Ableitung und Umsetzung von Managementmaßnahmen verhindert.

Falls diese Überlegungen zutreffen, sind die Möglichkeiten des LIFE-Limosa-Projekts, diesen Entwicklungen entgegenzutreten, nur begrenzt. Die Installation von Gelegeschutzzäunen um große Flächen hat jedoch gezeigt, dass dies den Schlupf- und auch den Bruterfolg deutlich positiv beeinflusst. Möglicherweise kann eine intensive



Bejagung von Bodenprädatoren ebenfalls zum gewünschten Ziel führen. Obwohl damit nur die Symptome des Problems behandelt werden, sind Zäune und möglicherweise die Entnahme von Prädatoren geeignete und im bisherigen Projektverlauf die einzig wirksamen Mittel, um kurzfristig deutliche Erfolge im Sinne einer Erhöhung des Bruterfolges zu erzielen. Dagegen muss sehr viel mehr Zeit investiert werden, um grundsätzliche Änderungen in der Landnutzung durchzusetzen. Erfolge wie in der Saison 2019 und die damit verbundene Zunahme der Bestände sowie die Erfolge bei der Anwendung der Gelegeschutzzäune machen Mut, dass die Umkehr des negativen Trends 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. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L. & Crick, H.Q.P. 2002. Linking agricultural practise to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39: 673-687.
- Beynon, S.A. 2012. Potential environmental consequences of administration of anthelmintics to sheep. *Veterinary Parasitol.* 189: 113-124.
- 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. 2022. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht / Beltringharder Koog. Unveröffentl. Bericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Integrierte Station Westküste, Flintbek.
- Colwell, M.A., Lau, M.J., Feucht, E.J. & Pohlman, J.J. 2019. Corvids and humans create ecological traps in otherwise suitable Snowy Plover habitat. *Wader Study* 126: 178-189.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.



- Düttmann, H., Tewes, E. & Akkerman, M. 2006. Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhaven, Wesermarsch). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 175-181.
- 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 Kattinger Watt 2001 – mit Anmerkungen zu Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Unveröffentl. Bericht. NABU-Naturschutzzentrum Kattinger Watt, Katingsiel.
- Gallagher, A.J., Creel, S., Wilson, R.P. & Cooke, S.J. 2017. Energy landscapes and the landscape of fear. Trends Ecol. Evol. 32: 88-96.
- Gatter, W., Ebenhöhn, H., Kima, R., Gatter, W. & Scherer, F. 2020. 50-jährige Untersuchungen an migrierenden Schwebfliegen, Waffenschwebfliegen und Schlupfwespen belegen extreme Rückgänge (Diptera: Syrphidae, Stratiomyidae; Hymenoptera: Ichneumonidae). Entomolog. Zeitschr. 130: 131-142.
- Geertz, B. 2022. Der Effekt von Gelegeschutzzäunen auf den Schlupferfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Masterarbeit, Universität Hamburg und Michael-Otto-Institut im NABU.
- 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.
- 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., Kentie, R., de Goeij, P., Verheijen, B., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2012. A modern landscape ecology of Black-tailed Godwits: habitat selection in southwest Friesland, The Netherlands. Ardea 100: 19-28.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12: e0185809.



- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Menneböck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel, R. 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Helmecke, A., Hötker, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Ber. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Hemmerling, W. & Miller, L. 2011. Stabilisierung von Kern-Populationen der Uferschnepfe und Schutz von Alpenstrandläufer und Kampfläufer. Unveröffentl. Life + Nature Projektantrag, Molfsee und Berlin.
- 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.
- Hötker, H. & Teunissen, W. 2006. Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 93-98.
- Jeromin, H., Meyer, N. & Evers, A. 2016. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2016 - Erprobung und Weiterentwicklung eines Artenschutzprogramms. - Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Jonas, R. 1979. Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Vogelwelt 4: 125-136.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Trimbos, K.B., Groen, N.M., & Piersma, T. 2013. Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. J. Appl. Ecol. 50: 243-251.
- Kentie, R., Senner, N.R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Márquez-Ferrando, R., Figuerola, J., Masero, J.A., Verhoeven, M.A. & Piersma, T. 2016. Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. Ardea 114: 213-225.
- Kirchner, K. 1969. Die Uferschnepfe. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Klinner-Hötker, B., Petersen-Andresen, W. & Hötker, H. 2021. Die Brutvögel des Beltringharder Koogs. Corax 24, Sonderheft 1: 1-174.



- Koop, B. & Kieckbusch, J.J. 2004. Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-491), Teilgebiet Speicherkoog Dithmarschen, Monitoring 2004. Unveröffentl. Bericht.
- Koopmann, R. & Kühne, S. 2017. Tierarzneimittel (Antiparasitika) im Kuhfladen – Ein Risiko für Nicht-Ziel-Organismen (Literaturübersicht). Appl. Agric. Forestry Res. DOI:10.3220/LBF1501500814000.
- 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. Appl. Ecol. 54: 1219-1229.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) 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“. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, København.
- Malpas, L.R., Kennerley, R.J., Hirons, G.J.M., Sheldom, R.D., Ausden, M., Gilbert, J.C., Smart, J. (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. J. Nature Conserv. 21: 37-47.
- Melman, T.C.P., Schotman, A.G.M., Hunink, S. & de Snoo, G.R. 2008. Evaluation of meadow bird management, especially black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.), in the Netherlands. J. Nature Conserv. 16: 88-95.
- Nehls, G. 2001. Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18 (Sonderheft 2): 81-101.
- Petersen, W. 1987. Landschaftsökologische Probleme bei der Gestaltung eingedeichter Flächen des Wattenmeeres. Dissertation. Institut für Haustierkunde. Kiel.
- Rakhimberdiev, E., Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Winkler, D.W., Bouten, W. & Piersma, T. 2016. Comparing inferences of solar geolocation data against high-



- precision GPS data: annual movements of a double-tagged black-tailed godwit. *J. Avian Biol.* 47: 589-596.
- Rickenbach, O., Gruebler, M.U., Schaub, M., Koller, A., Naef-Daenzer, B. & Schifferli, L. 2011. Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153: 531-542.
- Ricklefs, R.E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-48.
- Roodbergen, M., Klok, C. & Schekkerman, H. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207-218.
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötker, H. 2012. Revealing the contribution of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. 2020. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. *Ber. Vogelschutz* 57: 13-112.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2013a. Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: [https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/lifelimosa\\_report\\_2013.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/lifelimosa_report_2013.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hydrologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: [http://www.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa\\_ActionA2D3\\_Report-2013.pdf](http://www.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, 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](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2015.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, 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](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2018.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, 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](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. & Granke, O. 2017. Uferschnepfen und Kampfläufer im Dithmarscher Speicherkoog Süd 2017. Unveröffentl. Bericht Michael-Otto-Institut im NABU und Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Bergenhusen und Molfsee.
- Salewski, V. & Granke, O. 2020. Ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen *Limosa limosa*, erste Erfahrungen aus einem Pilotprojekt. *Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm.* 49 (Sonderheft 1): 125-135.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2021. Bericht 2021: 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\\_2021.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2021.pdf).
- Salewski, V. & Schütze, J. 2017. Bruterfolg von Uferschnepfen an der Westküste Schleswig-Holsteins - ein Methodenvergleich. *Vogelwarte* 55: 187-198.
- Schaub, M. & Salewski, V. 2006. Fang-Wiederfang-Statistik zur Schätzung von Überlebensraten und anderer Parameter – Theorie und Beispiele. *Ber. Vogelwarte Hiddensee* 17: 23-31.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of ‚mosaic management‘ on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J. Appl. 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.
- Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Just when you thought you knew it all: new evidence for flexible breeding patterns in Continental Black-tailed Godwits. *Wader Study* 122: 18-24.
- SOVON 2021: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5320/?language=english>. Aufgerufen am 07.12.2020.
- 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. & Schwartz, P. 2000. Beitrag zur Nistplatzwahl der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* 9:75-86.
- van Balen, J.H. 1959. Over de voortplanting van de Grutto, *Limosa limosa* L. *Ardea* 47: 76-86.
- 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 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.
- Verhoeven, M.A., Loonstra, A.H.J., McBride, A.D., Macias, P., Kaspersma, W., Hooijmeijer, J.C.E.W., van der Velde, E., Both, C., Senner, N.R. & Piersma, T. 2020. Geolocators lead to better measures of timing and reneesting in black-tailed godwits and reveal the bias of traditional observational methods. *J. Avian Biol.* 51: <https://doi.org/10.1111/jav.02259>
- Verhoeven, M.A., Loonstra, A.H.J., Pringle, T., Kaspersma, W., Whiffin, M., McBride, A.D., Sjoerdsma, P., Roodhart, C., Burgess, M.D., Piersma, T. & Smart, J. 2020. Do ditch-side electric fences improve the breeding productivity of ground-nesting waders? *Ecol. Solutions Evidence* 3: e12143.
- Visser, G.H. & Beintema, A.J. 1991. Reproductive characteristics of meadow birds and other European waders. *Wader Study Group Bull.* 61 (Suppl. 1): 6-11.
- White, G. & Hirons, G. 2019. The predator exclusion fence manual. RSPB, Sandy, GB.