LIFE LIMOSA

LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limosa

Bericht 2013:

Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2)

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)

Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein

NABU

LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limosa

Bericht 2013:

Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2)

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

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

💻: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung/Abstract 1

2 Einleitung 2

3 Untersuchungsgebiete und Methoden 3

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen 3

3.2 Bestandsmonitoring 4

3.3 Reproduktionsmonitoring 5

4 Ergebnisse und Diskussion 7

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe (Action A.2) 7

4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK) 9

4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK) 10

4.1.3. Beltringharder Koog (04-BeK) 11

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN) 12

4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS) 13

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) 14

4.1.7 Eiderstedt (09-Eid) 15

4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ) 17

4.2 Bestandstrends in den Life-Limosa Flächen seit 1980 20

4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe (Action D.1) 24

4.3.1 Schlupferfolg 24

4.3.2 Bruterfolg 29

4.3.3 Beringung 31

5 Ausblick 32

5.1 Bestandsaufnahme 32

5.2 Bruterfolgsmonitoring 32

6 Literatur 33

1 Zusammenfassung

Im Frühjahr 2013 begannen 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.

Die Erfassung der Uferschnepfen in den zehn Projektgebieten ergab insgesamt 418 Reviere, was 37% des Bestands in Schleswig-Holstein entspricht. Die meisten Revierpaare fanden sich in den Speicherkögen Süd (97) und Nord (90) sowie im Beltringharder Koog (81). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung, Alte-Sorge-Schleife und Eiderstedt/Poppenbüll West brüteten 2013 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche potentiell geeigneten Grünlands fanden sich auf den Eiderdammflächen in den Gebieten Eiderästuar/Katinger Watt (2,9), Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,8) und im Beltringharder Koog (1,5). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potential 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 in einigen Gebieten zunimmt (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), in anderen aber einen negativen Trend aufweist (Hauke-Haien-Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland).

In den vier Intensivgebieten wurden insgesamt 64 Uferschnepfengelege gefunden. Im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd lagen die Schlupfwahrscheinlichkeiten bei 50% bzw. 19%. Verluste gingen zum größten Teil auf Prädation zurück. Nestkameras konnten dabei Fuchs (7 Fälle), Iltis (2 Fälle) und einmal Marderhund als Gelegeprädatoren identifizieren.

Der Bruterfolg in Bezug auf flügge Junge/Revierpaar konnte nur im Beltringharder Koog geschätzt werden. Der ermittelte Mindestwert betrug 0,41, was unter dem Wert liegt, der nach verschiedenen Schätzungen zum Erhalt einer Population angesehen wird. Es ist beabsichtigt, ab 2014 telemetrische Untersuchungen zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeit und der Verlustursachen von Küken durchzuführen.

Abstract

The field work component the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limosa” with the Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein as the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) as project partner commenced in spring 2013.

In ten project areas, 418 breeding territories were located which is 37% of the population in Schleswig-Holstein. Highest numbers were found in Speicherkoog Süd (97), Speicherkoog Nord (90) and Beltringharder Koog (81). The highest densities in suit-

able grassland were found on the Eiderdammflächen in the area Eiderästuar/Katinger Watt (2.9 breeding territories/10ha), Eiderstedt/Adenbüller Koog (2.8) and Beltringharder Koog (1.5). Lower densities in some key areas suggest that grassland could be managed better to favour the godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 shows an increasing trend in some areas (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), but decreasing trends in others (Hauke-Haien-Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland).

In four intensively monitored areas a total of 64 clutches was found. Hatching success was 50% and 19% in the Beltringharder Koog and the Speicherkoog Süd respectively. Losses were mainly due to predation. Cameras identified fox (7 cases), polecat (2 cases) and racoon dogs (1 case) as predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) could be investigated in the Beltringharder Koog only. It was with 0.41 below the value of 0.6 that is assumed to be necessary to maintain a viable population. A telemetry study is planned for 2014 to investigate chick survival and reasons for losses.

2 Einleitung

Die Uferschnepfe *Limosa limosa* ist in offenen Landschaften und in Gewässernähe von Island bis nach Westsibirien lückig verbreitet. In Mitteleuropa besiedelt sie bevorzugt extensiv genutzte Feuchtwiesen (Bauer et al. 2005). Vor allem auf Änderungen in der Bewirtschaftung der Brutgebiete ist es zurückzuführen, dass die meisten Bestände in den letzten Jahrzehnten stark im Rückgang begriffen sind (BirdLife International 2004, Jensen et al. 2008). Nach der Roten Liste der IUCN (IUCN 2013) gilt die Uferschnepfe, bei global abnehmendem Trend, als „Near Threatened“. Deutschlandweit wird sie als „vom Aussterben bedroht“ (Südbeck et al. 2007) und in Schleswig-Holstein“ als „stark gefährdet“ eingestuft (Knief et al. 2010).

In Bezug auf die ungünstigen Erhaltungsperspektiven von Uferschnepfe, Alpenstrandläufer *Calidris alpina schinzii* und Kampfläufer *Philomachus pugnax* in Mitteleuropa und in Schleswig-Holstein wurde von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Molfsee, als Träger des Projekts und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN), Bergenhusen, als Projektpartner, das EU Life Projekt Life-Limosa (LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limosa) initiiert. Die Ziele des Projekts sind die Stabilisierung der letzten Kern-Populationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs sowie der Erhaltung der letzten minimalen Bestände von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (http://www.life-limosa.de). Life-Limosa wurde im November 2012 gestartet und nahm im darauffolgenden Frühjahr die Arbeit im Gelände auf.

Der Erfolg der zukünftigen Managementmaßnahmen wird durch ein begleitendes, umfassendes Monitoring der Bestände und des Bruterfolgs der Zielarten evaluiert werden. Zu Beginn des Projekts sollten in allen zehn Projektflächen eine Erstaufnahme des Uferschnepfenbestandes (Revierpaare) durchgeführt werden (Action A.2)[1], um damit über eine detaillierte Planungsgrundlage zu verfügen. In vier ausgewählten Intensivgebieten wird zusätzlich ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring stattfinden (Action D.1). Das Monitoring des Uferschnepfenbestandes in den zehn Projektgebieten, welches 2013 unter Action A.2 als Ersterfassung durchgeführt wurde, wird ab 2014 unter Action D.1 jährlich weitergeführt werden. Deshalb werden Erstaufnahme und Bruterfolgsmonitoring in diesem Bericht für 2013 zusammen besprochen. Für das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) wurde ein externer Gutachter gewonnen, sie sind daher nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Mithilfe danken wir: Holger A. Bruns, Dominic Cimiotti, Jutta Hansen, Angela Helmecke, Hermann Hötker, Heike Jeromin, Brigitte Klinner-Hötker, Walther Petersen-Andresen, Sibylle Stromberg, Ole Thorup.

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die zehn Projektgebiete (Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (8) und in der Eider-Treene-Sorge Niederung (2). Sie werden im Detail in Hemmerling & Miller (2011) beschrieben und umfassen insgesamt eine Fläche von ca. 23 000 ha. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitat sind auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen (www.life-limosa.de).

Die Flächen, auf denen das Monitoring stattfindet, werden als Kartierflächen bezeichnet. Sie sind bis auf wenige Ausnahmen mit den Maßnahmenflächen identisch. Nicht kartiert wurden etwa ausgedehnte Sukzessionsflächen (Beltringharder Koog, Speicherkoog Nord) oder Moorflächen (Alte-Sorge-Schleife). In der Alte-Sorge-Schleife und im Ostermoor wurden die Kartierflächen weiter gefasst als die Maßnahmenflächen, um Vergleichszahlen zu den in den letzten Jahren intensiv durchgeführten Revierkartierungen zu erhalten. Auf Eiderstedt wurden die Flächen im Adenbüller Koog bearbeitet sowie zwei kleinere Flächen bei Poppenbüll (Poppenbüll W und Poppenbüll O). Die Bearbeitung des Adenbüller Koogs konnte ab Anfang Mai wegen des Auftriebs aggressiver Bullen nicht weitergeführt werden. Das Projektgebiet Eiderästuar wurde in drei räumlich getrennte Kartiergebiete aufgeteilt, die einzeln besprochen werden. Es handelt sich dabei um 1) das „Katinger Watt“ mit dem NATURA 2000 Gebiet „Ehemaliges Katinger Watt“ und dem NSG „Grüne Insel mit Ei-

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

derwatt“; 2) das „Dithmarscher Vorland“ südlich der Eider (NSG „Dithmarscher Eidervorland mit Watt“) und 3) um das „Oldensworter Vorland“ östlich von Tönning.

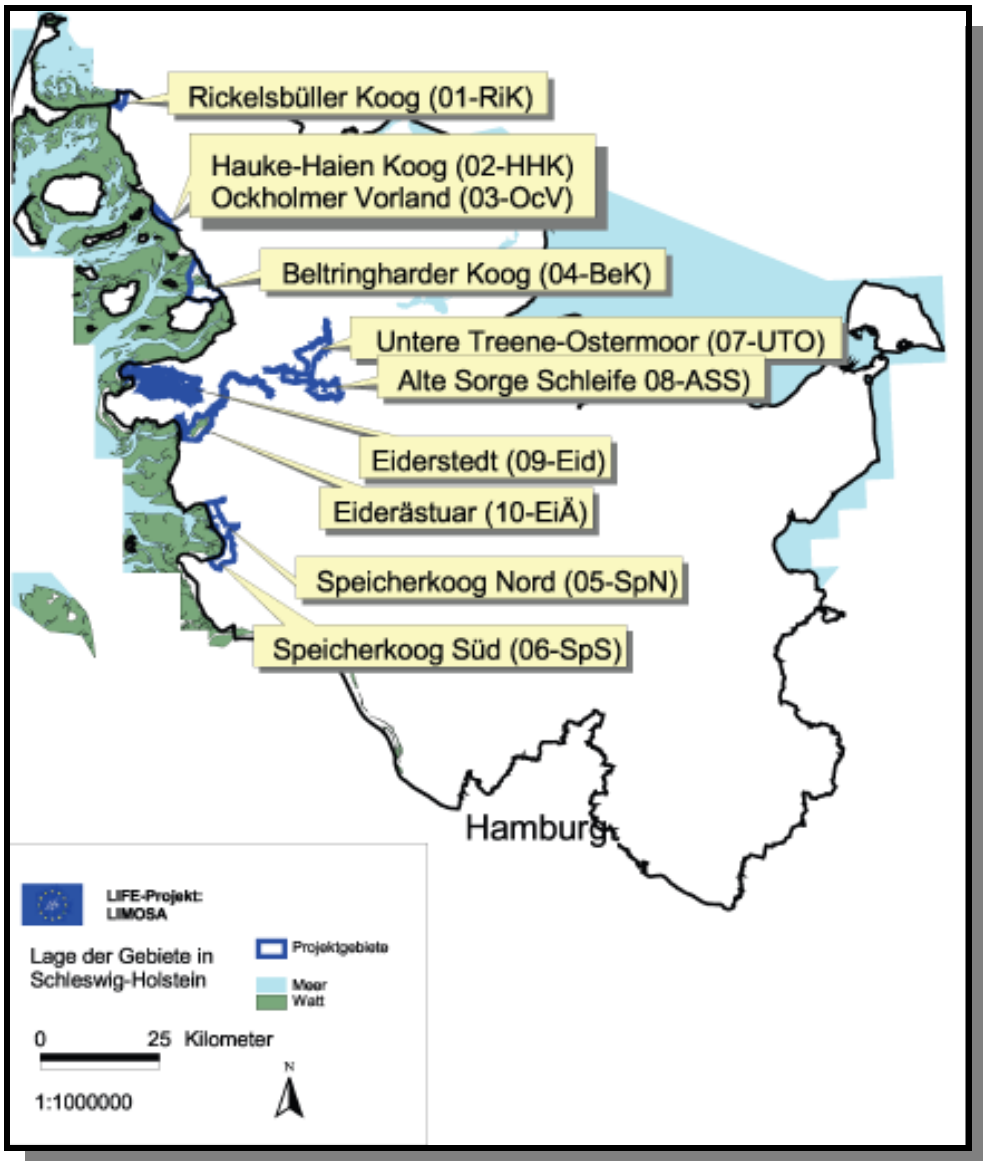

Abb. 1: Lage der zehn Life-Limosa Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).

3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassung der Bestände der Uferschnepfen in den zehn Untersuchungsgebieten wurde durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Verein Wiedingharde, Rickelsbüller Koog), B. Klinner-Hötker (im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume [LLUR], Beltringharder Koog) und H.A. Bruns (NABU, Naturschutzzentrum Katinger Watt, Eiderästuar) durchgeführt. Die Erfassungen erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al. 1995, Südbeck et al. 2005). Südbeck et al. (2005) empfehlen für Brutgebiete im Binnenland drei, für solche an der Küste zwei Durchgänge. Abweichend von diesem Schema wurden

auch in den Gebieten an der Küste drei Kartierungsdurchgänge durchgeführt (Ausnahme: Eiderästuar). Die drei Begehungen fanden Mitte April, Anfang Mai und Anfang Juni statt.

Die Kartierungen erfolgten in der Regel vom PKW aus oder, wenn dies wegen schlechter Einsichtsmöglichkeiten nicht praktikabel war, durch Ablaufen der Flächen. Alle anwesenden Uferschnepfen wurden mit Hilfe eines Spektivs oder Fernglases erfasst und, zusammen mit Verhaltenskürzeln, in Karten eingetragen. Nach den drei Kartierungen wurden die Ergebnisse aus den Feldkarten der drei Durchgänge in eine Karte übertragen und „Papierreviere“ nach Konzentrationen der Einträge, Verhalten der Vögel und dem zeitlichen Aspekt (siehe oben) gebildet (Bibby et al. 1992, Hälterlein et al. 1995). Aus den Kartierungsdaten wurde die Siedlungsdichte der Uferschnepfen [Revierpaare/10 ha Grünland] in den einzelnen Kartiergebieten bestimmt.

Gegen Ende der Führungsphase der Jungvögel im Juni wurde eine Kartierung intensiv warnender Familien in den meisten Kartiergebieten durchgeführt. Im Beltringharder Koog wurde auf eine komplette Begehung der Fläche wegen einer Reihe anderer, hier brütenden Arten mit hohem Gefährdungspotential (Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Kampfläufer, Zwergseeschwalbe *Sterna albifrons*) verzichtet. Es wurde allerdings die Zahl der erfolgreichen Paare durch kontinuierliche Beobachtungen ermittelt, wodurch sich die Anwendung der indirekten Methode der Kartierung warnender Altvögel erübrigte.

Uferschnepfenkartierungen wurden vor dem Life-Limosa-Projekt in den meisten Projektgebieten bereits jährlich durchgeführt und die Ergebnisse beim MOIN zentral gesammelt. Die im Initialjahr 2013 gewonnenen Daten wurden mit diesen Befunden verglichen, um über eine aktuelle Bestandsaufnahme hinaus die gewonnenen Daten im Kontext längerfristiger Bestandsschwankungen interpretieren zu können. Die seit 1980 vorhandenen Daten wurden mit einem Generalisierten Additiven Modell mit dem Paket mgvc im Programm R 3.0.1 (R Development Core Team 2013) analysiert.

3.3 Reproduktionsmonitoring

In vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Ostermoor 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) sind Untersuchungen zum Bruterfolg vorgesehen. Zwischen Ende April und Mitte Juni wurde in diesen Gebieten intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. Ein gefundenes Nest wurde mit einem Bambusstab, an dem auf einem Stück Klebeband die zugeteilte Nestnummer notiert wurde, in 3 m bis 5 m Entfernung markiert. Neben der Aufnahme der Koordinaten (GPS-Gerät: Garmin, GPPmap 62s) wurde die Anzahl der Eier notiert und mittels der „Wasserprobe“ (van Paassen et al. 1984) der Schlupfzeitpunkt geschätzt. Die gefundenen Nester wurden in der Regel alle zwei bis vier Tage kontrolliert. Dies geschah entweder vom Auto aus oder durch Nestbesuche wenn kein brütender Altvogel aus

größerer Distanz beobachtet werden konnte. Zur Ermittlung der Schlupferfolgsrate wurde bei jeder Nestbeobachtung bzw. bei jedem Nestbesuch erfasst, ob das Gelege noch bebrütet wurde oder ob es zum Schlupf oder Brutverlust gekommen war. Dazu wurde bei fehlender Anwesenheit eines Altvogels das Nest aufgesucht, falls keine Nestkamera (siehe unten) installiert war. Von einem Schlupf konnte ausgegangen werden, wenn sich im Nestmaterial kleine Eischalenfragmente fanden oder sich die Küken in der Nähe aufhielten (Green et al. 1987, Bellebaum & Boschert 2003).

Der Schlupferfolg der Gelege wurde nach der Methode von Mayfield (1975) geschätzt:

$$P = (1-(T_V/T_K))^D$$

P = Überlebenswahrscheinlichkeit eines Geleges von der Ablage des ersten Eis bis zum Schlupf.

T_V = Tage mit Gelegeverlust (= Summe der verloren gegangenen Nester).

T_K = Summe aller Nesttage (Summe der Tage an denen die Nester unter Beobachtung standen, beginnend mit dem Fund und endend mit dem Verlust oder Schlupf). Gelegentlich lag ein Zeitraum von mehreren Tagen zwischen einer positiven Kontrolle und dem Nachweis eines Verlusts oder Schlupfes. In solchen Fällen wurde der Tag nach dem letzten Besuch mit Brutnachweis als der letzte Tag des Beobachtungszeitraumes gewertet (Manolis et al. 2000).

D = erwarteter Zeitraum [Tage] von der Ablage des ersten Eis bis zum Schlupf. Uferschnepfen legen in der Regel vier Eier über einen Zeitraum von vier Tagen und bebrüten diese anschließend durchschnittlich 24 Tage (Bauer et al. 2005). Deswegen wurde D = 28 gewählt.

Um Näheres über die Ursachen von Gelegeverlusten zu erfahren kamen Wildkameras (Moultrie Game Spy M-990i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Nach dem Aufbau einer Kamera wurde das betreffende Nest so lange beobachtet, bis ein Altvogel die Brut fortsetzte. Dies geschah in allen Fällen nach einem Zeitraum von unter einer Stunde.

Unter das Bruterfolgsmonitoring fällt auch die Beringung der Uferschnepfen. Dies erfolgte mit einem Aluminiumring der Vogelwarte Helgoland und mit einer individuellen Kombination von fünf Farbringen. Küken, die weniger als ca. zehn Tage alt waren, wurden nur mit einem Aluminiumring beringt, da ihre Beine noch zu kurz sind, um mehrere Ringe anbringen zu können. Der Fang adulter Uferschnepfen mit Reusen erfolgte auf Nestern, die sich in der zweiten Hälfte der Bebrütungsphase befinden (Schekkerman et al. 2008). Zur Gewöhnung der Vögel an die Reusen wurden sie drei bis fünf Tage vor dem eigentlichen Fang in 1 m - 3 m Entfernung vom Nest aufgestellt und jedes Mal darauf geachtet, dass nach dem Aufstellen ein Altvogel die Brut wieder aufnahm. Am Tag des Fangs wurden die Reusen auf das Nest gestellt.

Das Gelege wurde während des Fangversuchs durch Gipseier ersetzt um Schäden zu vermeiden. Gefangene Schnepfen wurden unmittelbar nach dem Fang aus der Reuse geholt, das Geschlecht phänologisch bestimmt (Schroeder et al. 2008a), umgehend beringt, vermessen, gewogen und anschließend wieder frei gelassen. Die Beringung junger Schnepfen erfolgte entweder unmittelbar nach dem Schlupf oder wenn ältere Küken beobachtet und gefangen werden konnten. Dazu wurde gezielt nach Junge führenden Familien gesucht.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe (Action A.2)

Auf den Maßnahmenflächen konnten 2013 insgesamt 418 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Ostermoor und im Adenbüller Koog zusammen zehn weitere Reviere hinzu, die sich nicht in den Maßnahmen- oder Projektflächen befanden (Tab. 1). Insgesamt brüteten damit ca. 37% aller Uferschnepfen Schleswig-Holsteins in den Projektgebieten, bei einem landesweiten Bestand von 1132 Paaren (Hötker et al. 2013). Zwischen 1996 und 1999 betrug der Anteil der Bestände in den „Naturschutzkögen“, die bis auf das Ostermoor (2013: 23 Paare) und die Alte-Sorge-Schleife (2013: 0 Paare) weigehend identisch mit den Projektflächen sind, am Gesamtbestand in Schleswig-Holstein nur etwa 25% (Hötker et al. 2001). Dies belegt die gestiegene Bedeutung der Life-Limosa Projektflächen für den Schutz der Uferschnepfe.

Die meisten Reviere wiesen die beiden Speicherköge (Süd: 97, Nord: 90), der Beltringharder Koog (81) und das Eiderästuar/Katinger Watt (54) auf. In drei Gebieten: Poppenbüll W, Ockholmer Vordeichung und Alte-Sorge-Schleife, waren 2013 keine Reviere besetzt. Die vier uferschnepfenreichsten Gebiete befanden sich unter den fünf mit den größten Grünlandflächen (siehe Bericht „Ersterfassung“). Umso mehr fällt auf, dass in der Alte-Sorge-Schleife, dem Gebiet mit der viertgrößten Fläche an Grünland, 2013 überhaupt keine Uferschnepfen zur Brut schritten. 1990 konnten hier noch 44 Paare kartiert werden (MOIN, unpubl. Daten). Das Gebiet steht damit beispielhaft für den dramatischen Rückgang von Wiesenvögeln, vor allem auf Binnenlandflächen (Hötker et al. 2007), der allerdings im gleichen Zeitraum im Ostermoor nicht festgestellt wurde.

Aufschlussreicher als die Zahl an Brutpaaren für die Eignung einer Fläche, ist die Dichte von Uferschnepfen im zur Verfügung stehenden Grünland. Die höchste Dichte fand sich mit 2,8 Revieren/10 ha im Adenbüller Koog. Allerdings wird diese Zahl noch von den Eiderdammflächen im Eiderästuar/Katinger Watt mit 2,9 Revieren/10 ha übertroffen. Andere Flächen im Eiderästuar/Katinger Watt sind dagegen sehr dünn von Uferschnepfen besiedelt, so dass sich bezogen auf das gesamte Gebiet nur eine Dichte von 1,2 Revieren/10 ha Grünland ergibt. Ähnlich niedrig sind die Dichten im Speicherkoog Süd (0,7 Reviere/10 ha), wo sich die absolut höchste Zahl an Revieren

findet. Ebenso wie im Eiderästuar konzentrieren sich die Uferschnepfen auf wenige Bereiche im Koog, während weite Flächen vollkommen gemieden werden. Wie im Eiderästuar auch, sind es die zur Zeit der Eiablage beweideten Flächen, welche, wenn überhaupt, nur in sehr geringen Dichten besiedelt werden. Kritisch ist dabei, dass die Beweidung vor allem durch Schafe erfolgt. Beweidung mit Schafen erzeugt eine wesentlich homogenere, niedrigere und blütenärmere Vegetationsstruktur als Beweidung mit Rindern (Vickery et al. 2001, de Beer 2009). Nach eigenen Beobachtungen (MOIN unpubl.) ziehen Uferschnepfen zum Brüten Rinderweiden mit Schafen beweidete Flächen vor. Schafe erhöhen zudem das Verlustrisiko von Nestern durch den Vertritt (höhere Fußdichte pro Gewichtseinheit im Vergleich zu Rindern). Da Eiderästuar und Speicherkoog Süd mit die größten Flächen an möglicherweise geeignetem Grünland aufweisen, wird hier das hohe Potential zu einer Steigerung der Bestände durch wahrscheinlich geringen Managementaufwand deutlich.

Tabelle 1: Anzahl der Revierpaare 2013 und warnender Paare im Juli 2013. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Projektgebieten (siehe Bericht „D.3 Monitoring 2013“).

Projektgebiet	Revierpaare	Dichte [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare
Rickelsbüller Koog	41	1,2	24
Hauke-Haien-Koog	10	0,7	1
Ockholmer Vordeichung	0	0	-
Beltringharder Koog	81	1,5	-
Speicherkoog Nord	90	1,0	14
Speicherkoog Süd	97	0,7	31
Ostermoor	23 (15)[a]	0,8[a]	2
Alte-Sorge-Schleife	0	0	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	27 (25)[a]	2,8[a]	5
Eiderstedt/Poppenbüll O	1	0,2	-
Eiderstedt/Poppenbüll W	0	0	-
Eiderästuar/Katinger Watt[b]	54	1,2	Max. 6[c]
Eiderästuar/Oldensworter Vorland	2	0,1	-
Eiderästuar/Dithmarscher Vorland	2	0,1	-

[a] innerhalb Maßnahmenfläche (siehe Abb. 7, 8).
[b] siehe Text wegen unterschiedlichen Dichten in Teilflächen.
[c] nur Eiderdammflächen (Abb. 10).

Relativ hohe Dichten an Uferschnepfenrevieren finden sich zusätzlich im Beltringharder Koog (1,5 Reviere/10 ha), im Rickelsbüller Koog (1,2 Reviere/10 ha) und im Speicherkoog Nord (1,0 Reviere/10 ha). Ein Vergleich mit Literaturdaten zeigt, dass die höchsten Dichten in den Projektgebieten kaum übertroffen werden können. Glutz v. Blotzheim (1977) gibt als die höchsten Dichten Mittelwerte um 2,0 Paare/10 ha für

die Niederlande an, was in den Bereich der höchsten Werte in den Projektgebieten bzw. einigen Teilflächen fällt. Die 1967 maximal in den Niederlanden ermittelten Werte betrugen 3,8 und 3,3 Paare/10 ha, ausnahmsweise auch bis 30 Paare/10 ha in Kleinreservaten, wobei es sich aber um außergewöhnliche Konzentrationen gehandelt haben muss. Auch in Schleswig-Holstein lagen in früheren Jahren die Werte nicht höher als in den am dichtesten besiedelten Gebieten der Projektflächen: durchschnittlich 1,3 Paare/10 ha 1971 - 1973 im alten Meldorfer Sommerkoog (Glutz v. Blotzheim 1977) oder 0,11 bzw. 0,08 Revierpaare/10 ha in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und auf Eiderstedt (Nehls 2001). Bei diesen Untersuchungen ist aber nicht klar, ob als räumlicher Bezug nur das aktuell verfügbare Grünland als Flächenbezug gewählt wurde, wie in dieser Studie.

Im Hauke-Haien-Koog (0,4 Reviere/10 ha) und im Oldensworter Vorland (0,1 Reviere/10 ha) fallen die Zahlen gering aus. Da sich die Zahlen nicht auf die Projektflächen insgesamt, sondern auf das schon vorhandene Grünland beziehen, besteht hier weiteres Potential, um durch geeignete Maßnahmen die Dichten zu erhöhen.

Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt, sofern sie 2013 brütende Uferschnepfen aufwiesen.

4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Die 41 im Rickelsbüller Koog festgestellten Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche (Abb. 2), sondern konzentrierten sich im zentralen Bereich. Vor allem der südliche Bereich des Koogs war vollkommen uferschnepfenfrei. Das gleiche trifft für weite Bereiche im äußersten Norden des Koogs zu, wo ausgedehnte Röhrichtflächen die Ansiedlung verhindern. In relativ geringen Dichten fanden sich Reviere in der nördlichen Hälfte des Koogs auf Grünland, das durch Rinder beweidet wurde.

Durch den niedrigen Wasserstand 2013 bedingt, gelangten Rinder zur Brutzeit in die zentralen Bereiche des Koogs, die nicht zur Beweidung vorgesehen sind und die die höchsten Dichten an Uferschnepfenrevieren aufwiesen (Abb. 2). Zusätzlich erleichtert der niedrige Wasserstand den Zugang von Prädatoren (J. Hansen, pers. Mitt.) und erhöhte damit das Verlustrisiko von Gelegen und Küken.

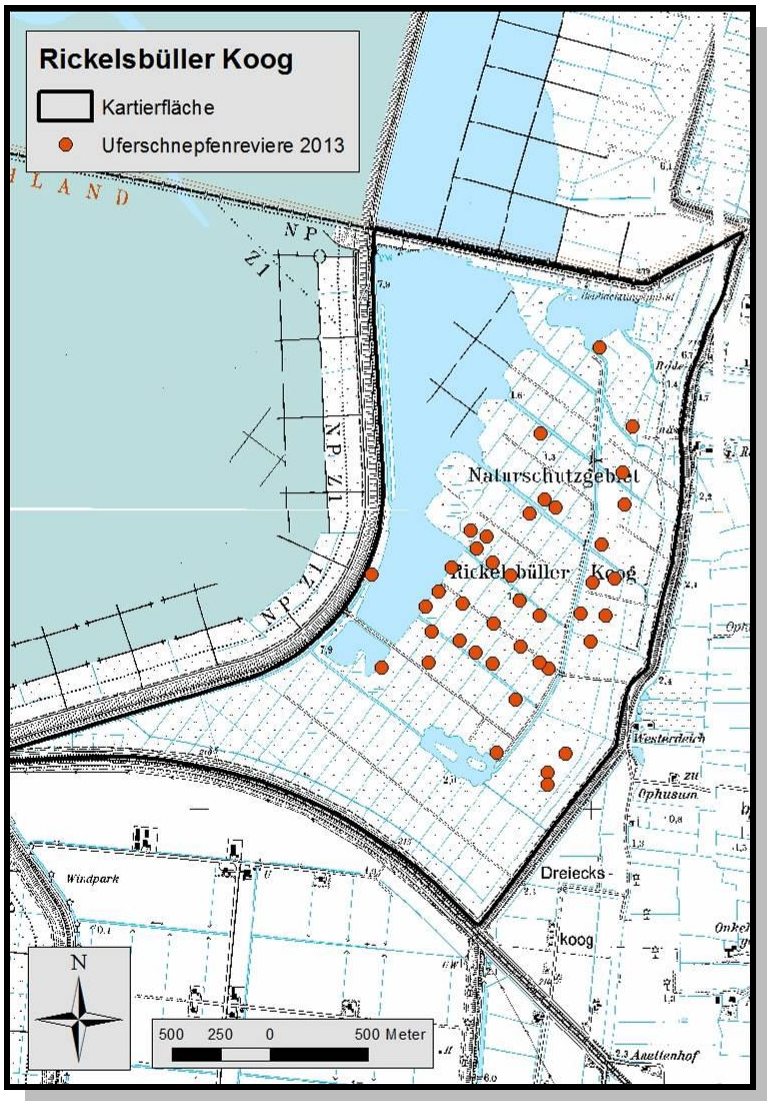

Abb 2: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2013.

4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)

Der von weiten Wasser- und Schilfflächen dominierte Hauke-Haien-Koog bietet trotz seiner Größe nur eine relativ geringe Fläche intensiv durch Schafe beweidetes Grünland als Bruthabitat für Uferschnepfen. Fünf Reviere wurden im äußersten Nordwesten des Gebiets in dem Grünlandstreifen zwischen Straße und Wasserfläche etabliert, eines in der Nähe des Parkplatzes am Fähranleger Schlüttsiel, drei weitere auf den Schafweiden im Nordosten der südlichen Teilfläche und ein Revier am Westrand des südlichen Speicherbeckens (Abb. 3).

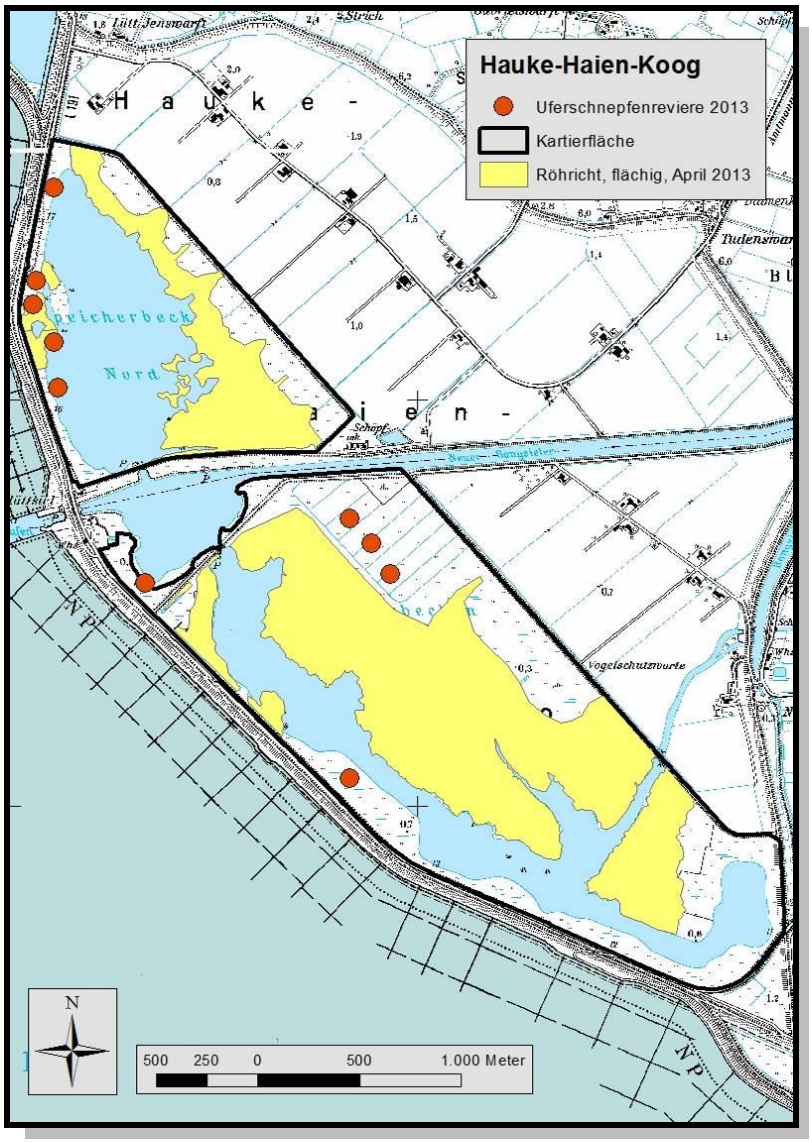

Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Hauke-Haien-Koog 2013.

4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog ist mit 1,5 Revieren/10 ha Grünland das Projektgebiet mit der zweithöchsten Uferschnepfendichte. Die Reviere sind aber nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt. Besonders hohe Dichten fanden sich mit 31 Revieren im Teilgebiet SO-Feuchtgrünland und mit 24 Revieren im Teilgebiet Lüttmoorsee (Abb. 4). Geringere Dichten wiesen die Teilgebiete NO-Feuchtgrünland und Salzwasserlagune auf.

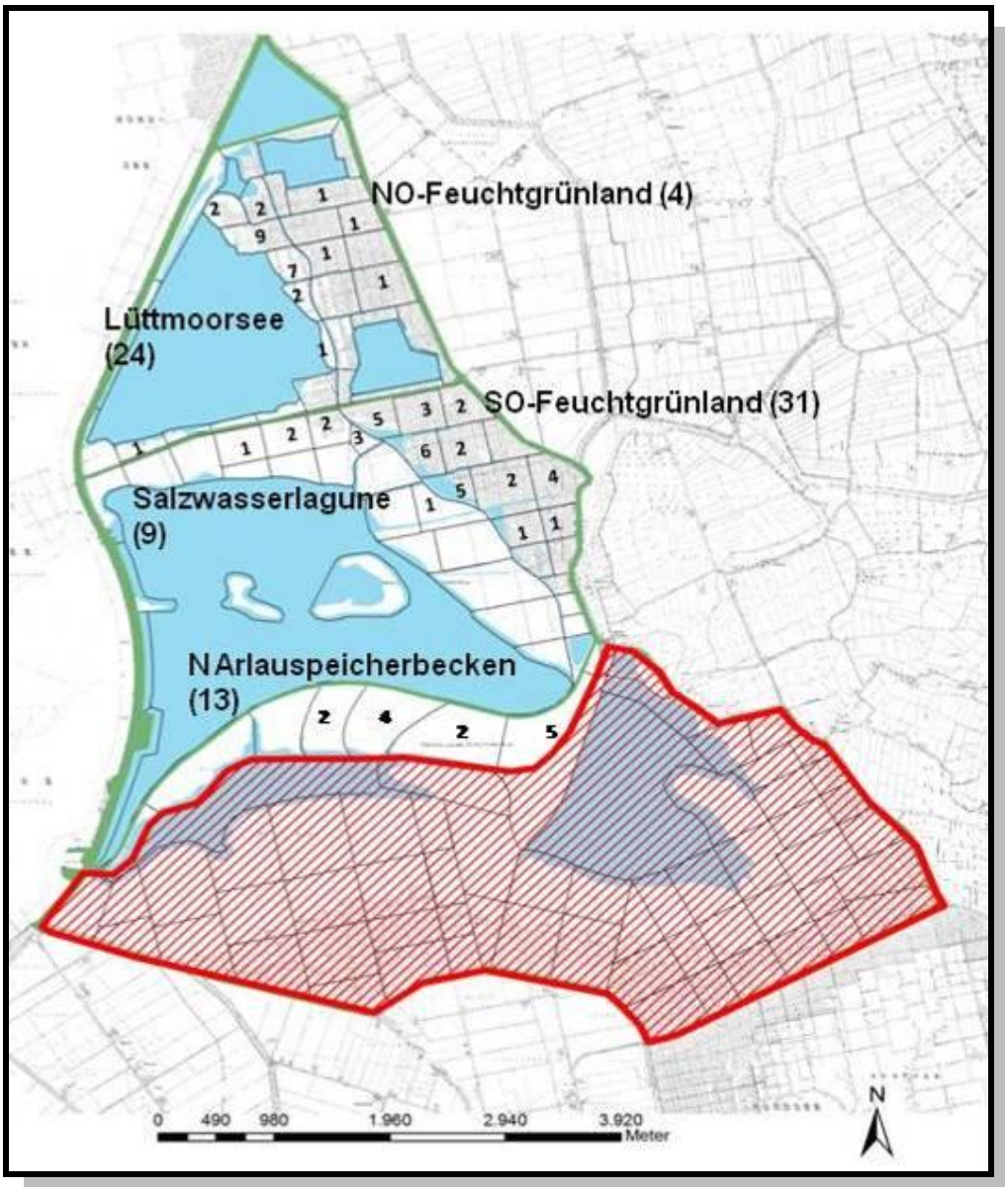

Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2013. Die Uferschnepfenreviere werden im Beltringharder Koog getrennt nach Parzellen angegeben. Dieses Schema wird seit der Eindeichung für Kartierungen angewandt und soll während des Life-Limosa Projekts beibehalten werden, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. In Klammern: Revierzahl/Teilgebiet, rot schraffiert: Sukzessionsfläche.

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord verteilten sich die 90 Uferschnepfenreviere annähernd gleichmäßig über die gesamte Kartierfläche (Abb. 5). Eine Ausnahme stellte ein größeres Gebiet im Nordwesten dar, in dem fast keine Uferschnepfen brüteten. Im zentralen Bereich und im Südosten gab es ebenfalls Flächen, die von Uferschnepfen gemieden wurden.

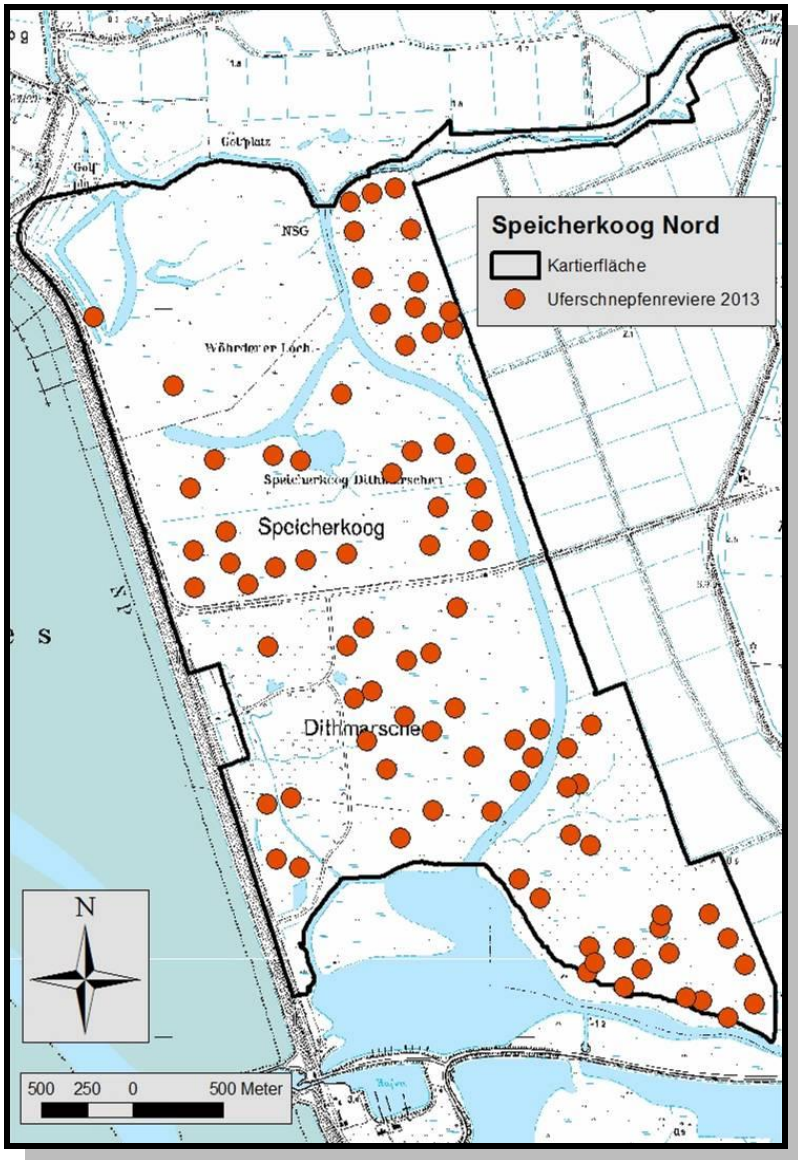

Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2013.

4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Von allen Projektgebieten fand sich im Speicherkoog Süd die höchste Zahl an Uferschnepfenrevieren (97), die Siedlungsdichte lag jedoch mit 0,7/10 ha deutlich unter der vieler anderer Gebiete (Tab. 1). Große Flächen im Norden und vor allem im Süden des Koogs, die schon im Mai beweidet wurden, waren überhaupt nicht besiedelt (Abb. 6). Konzentrationen fanden sich hingegen in Bereichen die nicht beweidet sondern gemulcht werden und auf Flächen im Osten des Koogs, bei denen es sich entweder um Mähwiesen handelt oder wo der Auftrieb des Weideviehs erst später stattfand.

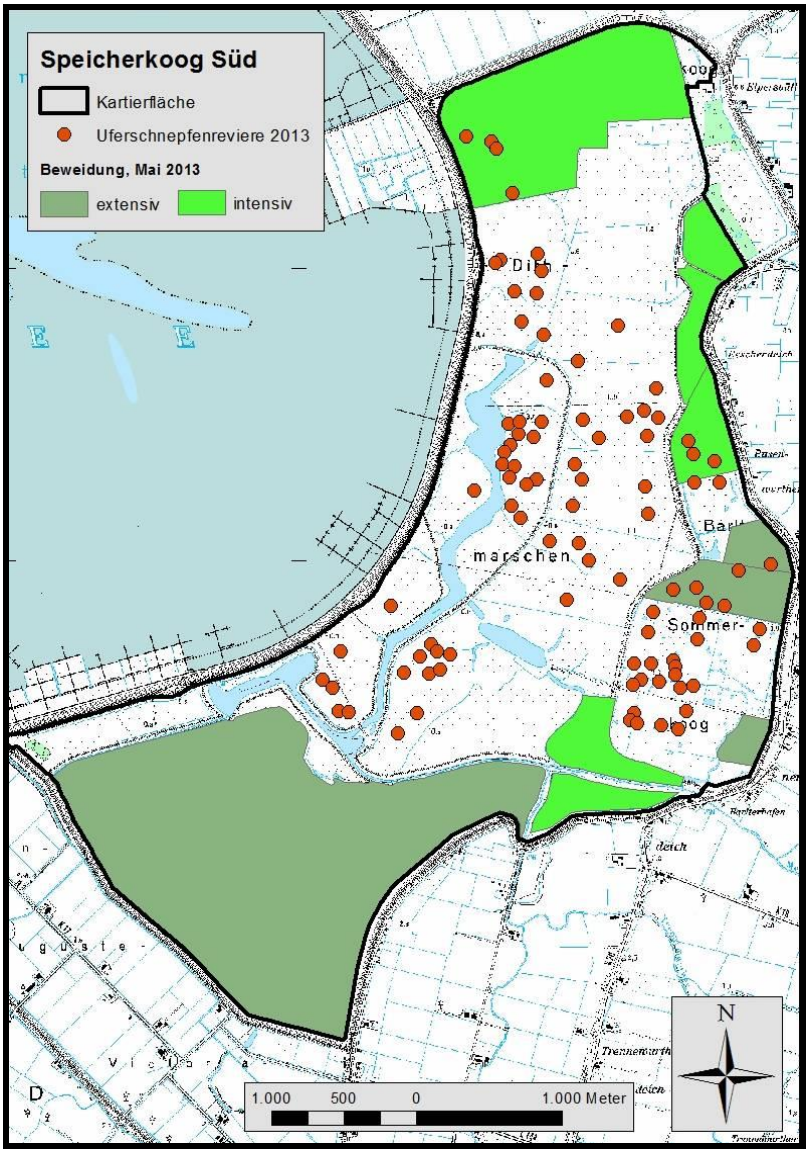

Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2013. Beweidung: extensiv = ≤4 Tiere/ha, intensiv = >4 Tiere/ha.

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Kartiergebiet des Ostermoors wurden 2013 insgesamt 23 Uferschnepfenreviere ermittelt (Abb. 7). Eine Gruppe von sieben Revieren lag im Nordfelder Koog (5) und im Gehrlandskoog (2) und damit außerhalb der Projektfläche. Zwei weitere Cluster lagen fast ausschließlich innerhalb der Maßnahmenfläche. Eine Gruppe von fünf Revieren befand sich im nordwestlichen Teil des Gebiets und in einem relativ kleinen Bereich im zentralen Norden konzentrierten sich elf Reviere. Von letzteren befand sich eines gerade außerhalb der Maßnahmenfläche, in der somit 15 Uferschnepfenreviere kartiert wurden. Das Ostermoor ist das einzige Projektgebiet, in dem 2013 Uferschnepfen brüteten und in dem gleichzeitig die Flatterbinse in höheren Dichten vorkommt (Vgl. Bericht D.3 Monitoring 2013). Auf Flächen, auf denen die Binsen im

März noch nicht gemäht waren, fanden sich keine Reviere. Der kleine Datensatz lässt jedoch keine abschließende Wertung über die Rolle von Binsenvorkommen auf die Verbreitung der Uferschnepfe zu.

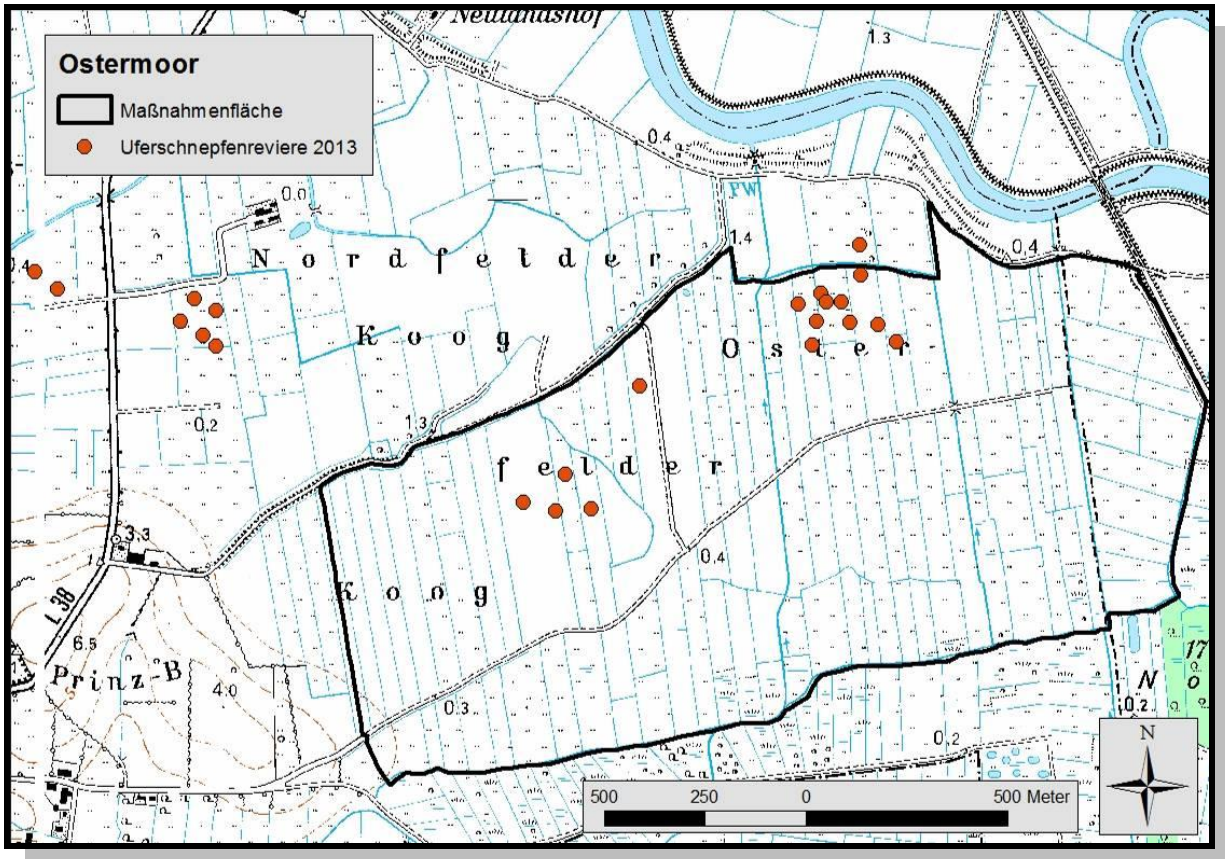

Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2013.

4.1.7 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koogs waren 2013 25 Uferschnepfenreviere etabliert, wobei die nördlichen und südlichen Bereiche jeweils ausgespart waren (Abb. 8). Nicht eingeschlossen sind bei dieser Betrachtung zwei Uferschnepfenreviere, die sich im Adenbüller Koog außerhalb der Maßnahmenflächen befanden. Davon ist eines in Abb. 8 dargestellt, das zweite befand sich weiter westlich im Koog. In der Fläche Poppenbüll Ost fand sich ein Revier (Abb. 9), in Poppenbüll West brüteten 2013 keine Uferschnepfen.

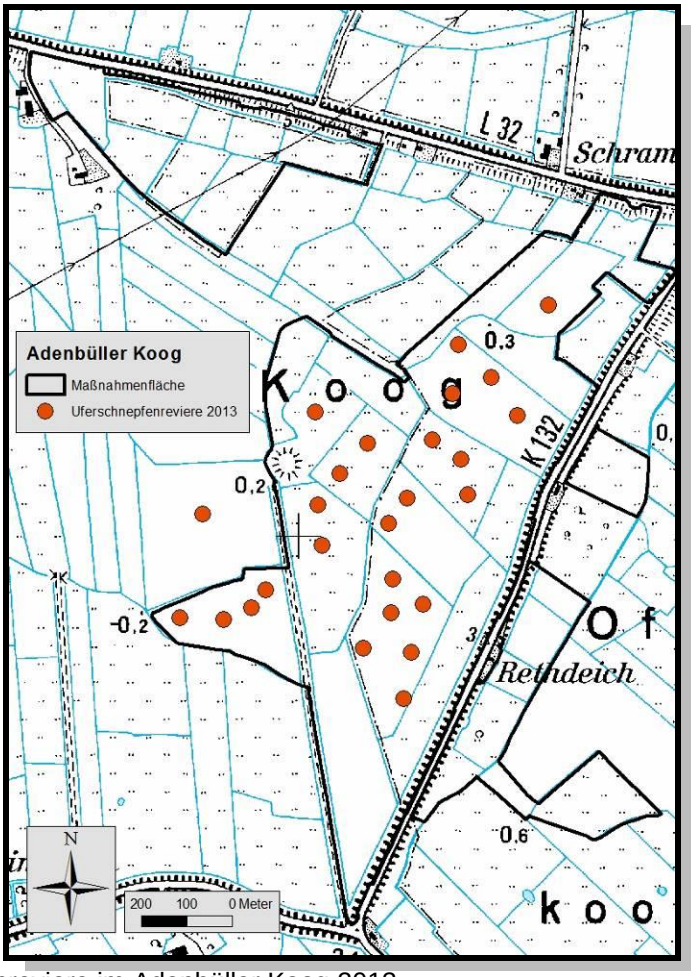

Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2013.

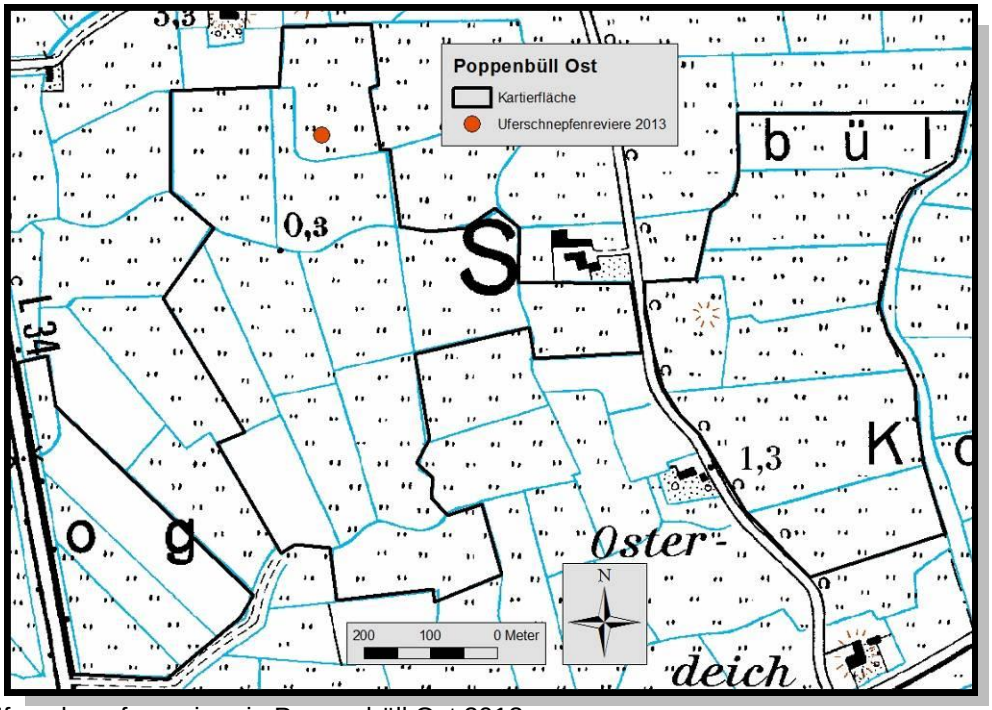

Abb. 9: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2013.

4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Teilgebiet Katinger Watt konnten 2013 54 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 10). Dies entsprach einer Dichte von 1,2 Revieren/10 ha Grünland. Die Dichten wiesen jedoch große Unterschiede zwischen den einzelnen Teilflächen auf. Die östlichen Flächen (NSG „Grüne Insel mit Eiderwatt“) und das Nullgebiet wiesen geringe Dichten auf. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (40) lagen in den Eiderdammflächen (Abb. 10). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha[2] mit 2,9 Revieren/10 ha den höchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldensworter Vorland (Abb. 11) und im Dithmarscher Vorland (Abb. 10) etablierten 2013 jeweils zwei Uferschnepfenpaare ein Revier, was jeweils einer Dichte von 0,1 Revieren/10 ha Grünland entsprach.

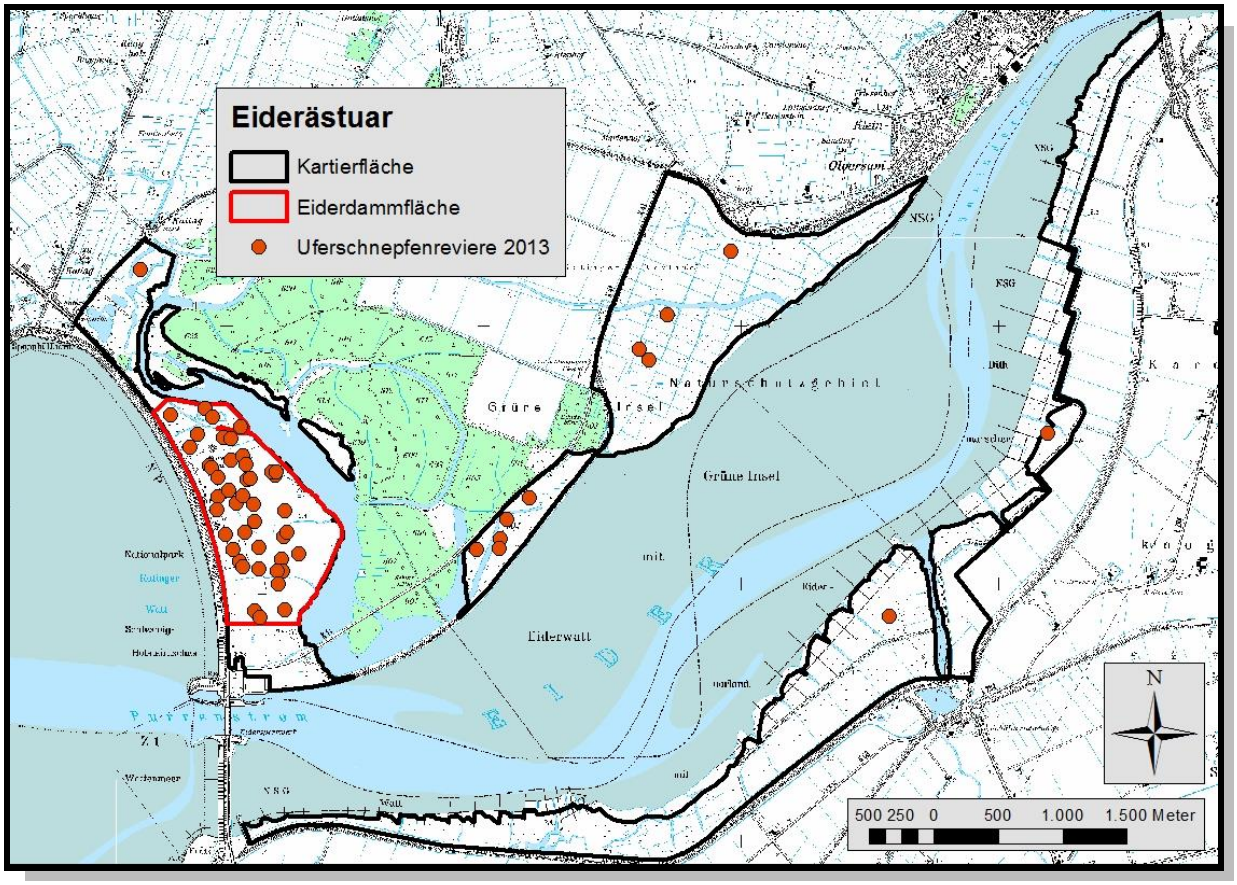

Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2013: Katinger Watt und Dithmarscher Vorland. Die Eiderdammfläche ist Teil der Kartierfläche.

[2] Die Angabe zur Fläche unterscheidet sich von der in Bruns (2013), der sich auf einen von Wolf (unpubl.) ermittelten Wert bezieht, welcher allerdings nach Bruns (2013) damals vorhandene Sukzessionsflächen mit berücksichtige.

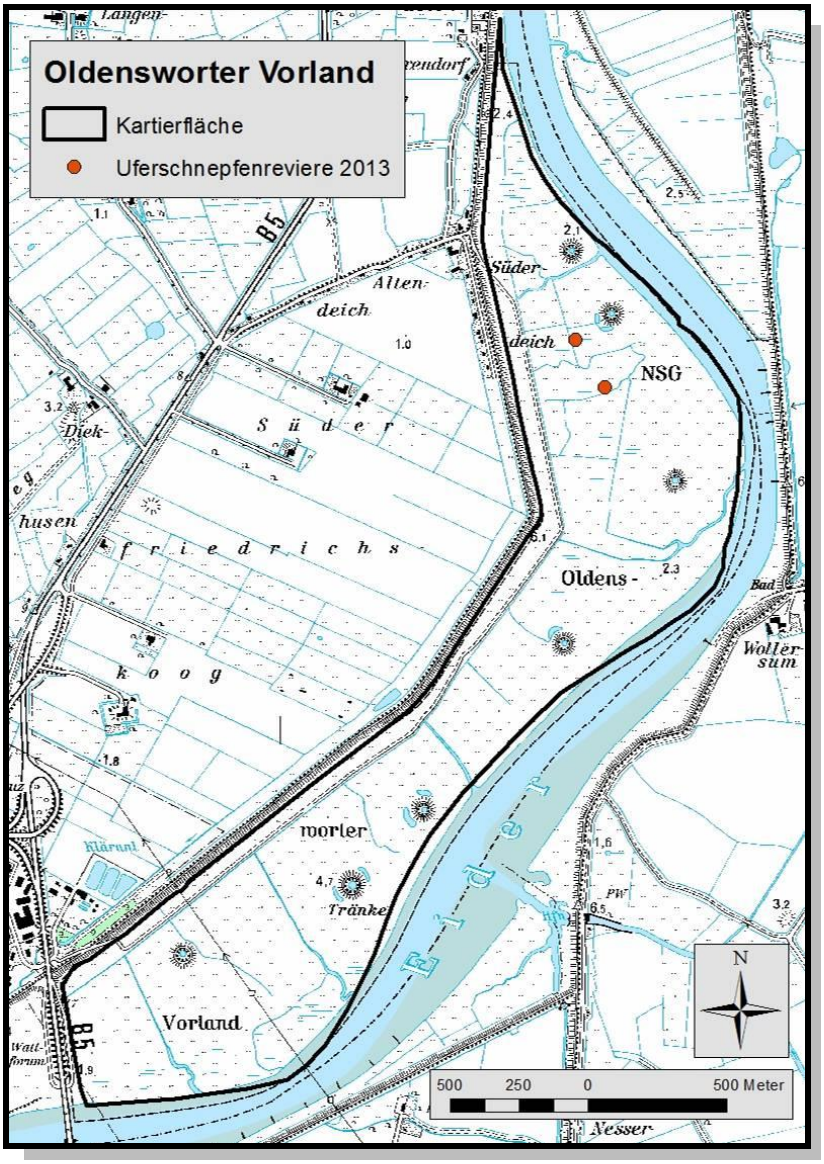

Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2013: Oldensworter Vorland.

Tabelle 2: Faktoren, die sich in den Projektgebieten 2013, und allgemein, negativ auf eine Besiedlung durch Uferschnepfen und den Fortpflanzungserfolg ausgewirkt haben könnten.

Projektgebiet	2013	allgemein
Rickelsbüller Koog	Zu niedriger Wasserstand im Frühjahr, erleichterter Zugang für Füchse und von Rindern zu nicht für die Beweidung vorgesehen Flächen.	Große Röhrichtflächen. Speziell im Norden suboptimales Beweidungsmanagement. Fehlen von Mähwiesen.
Hauke-Haien-Koog	Sehr niedriger Wasserstand im Frühjahr.	Große Röhrichtflächen, intensive Beweidung mit Schafen.
Ockholmer Vordeichung	-	Sehr trocken, intensive Beweidung mit Schafen, z. T. dichter Bewuchs mit Disteln und Brennnesseln. Steile Ufer zwischen Kleientnahmen und Weiden.
Beltringharder Koog	Z. T. niedriger Wasserstand im Frühjahr, Prädation durch Fuchs und Marderhund.	Gebietsweise zu trocken, Röhrichtbestände, stellenweise starker Besucherbetrieb.
Speicherkoog Nord	-	Gehölzgruppen und –reihen im Grünland, z.T. Schafbeweidung. Problem mit ausreichender Wasserversorgung in trockenen Jahren; sandige Böden halten Wasser nicht dauerhaft.
Speicherkoog Süd	Z. T. hohe Vegetation weil Mulchen im Vorjahr nicht möglich war, u. U. Viehtritt, Prädation durch Fuchs und Iltis.	Intensive Schafbeweidung in weiten Gebieten, teilweise Entwässerung durch Fräßgrüppen, flächige Röhrichte, Schilf- und Rohrglanzgrasinseln und Gehölzgruppen.
Ostermoor	Frühe Beweidung mit Schafen.	Flatterbinsen, z.T. niedrige Wasserstände. Keine größeren Flachwasserbereiche.
Alte-Sorge-Schleife	Z. T. dichte Flatterbinsenbestände, weil die Mahd im Vorjahr nicht möglich war.	Flatterbinsen, Schilfflächen, Gehölze, Hochstaudenfluren. Wahrscheinlich hohe Prädation.
Eiderstedt/Adenbüller Koog	Prädation, u. U. Viehtritt.	Grabenröhrichte.
Eiderstedt/Poppenbüll O	-	Zu trockene Bereiche im Osten.
Eiderstedt/Poppenbüll W	-	Zu niedrige Wasserstände.

Eiderästuar/Katinger Watt[b]	Sehr starke Prädation von Küken durch Füchse.	Gehölze im Grünland. Ausbreitung von Landschilf. Weitere Flatterbinsenausbreitung sollte vermieden werden. Räumliche Nähe zum Wald.
Eiderästuar/Oldensworter Vorland	Wanderfalkenbrut im Gebiet, der Nistkasten ist inzwischen nicht mehr vorhanden. Wanderfalke ist noch immer auf dem Hochspannungsmast.	Für Weidetiere nur schwer erreichbare Röhrichtflächen im Süden des Gebiets. Röhrichtflächen in Parzellengräben entlang der Weidegrenzen.
Eiderästuar/Dithmarscher Vorland	-	Röhricht im Norden. Unterbeweidung. Im Westen Überbeweidung durch Schafe/ z. T. Pferde.

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 aufwiesen (Abb. 12). In einigen Gebieten, wie im Rickelsbüller Koog und im Beltringharder Koog, kamen große Schwankungen vor, mit in den letzten Jahren eher steigenden Trends. Im Eiderästuar (Katinger Watt und Dithmarscher Vorland), dem Adenbüller Koog und dem Ostermoor zeigen die Bestände durchgehend positive Trends. In der Alte-Sorge-Schleife hat die Uferschnepfe während der vergangenen 20 Jahre stetig abgenommen und in den letzten Jahren nicht mehr regelmäßig gebrütet. Auffällig ist der dramatische Einbruch der Uferschnepfenbestände im Oldensworter Vorland in den 1990er Jahren. Von mutmaßlichen 138 Revierpaaren 1993 fiel der Bestand auf nur noch zwei Revierpaare 2013. Der in Abb. 32 dargestellte steile Anstieg in den 1980er Jahren ist auf die Extrapolation des Grafen auf die x-Achse zurückzuführen. Vor der Mitte der 1980er Jahre liegen von hier keine verlässlichen Zahlen vor. Nicht in Abb. 12 berücksichtigt ist die Ockholmer Vordeichung, wo Uferschnepfen nur unregelmäßig in geringer Zahl (1 - 5) gebrütet haben. Aus den Gebieten Poppenbüll Ost und Poppenbüll West liegen aus früheren Jahren keine Daten vor.

In einigen Gebieten zeigen die Bestände im Vergleich zu Deutschland und den Niederlanden gegenläufigen Trend, wo sie kontinuierlich abnehmen (BirdLife International 2004, Hötker & Teunissen 2006, Jensen et al. 2008). In Schleswig-Holstein gelten die Bestände in den letzten Jahren landesweit als auf niedrigem Niveau stabil, vor allem an der Küste (Hötker et al. 2010, Hötker et al. 2013).

Über die Gründe der starken Bestandsschwankungen kann in vielen Fällen nur spekuliert werden. Stark gegenläufige Trends in nahe beieinander liegenden Gebieten,

wie z.B. dem Oldensworter Vorland und dem Eiderästuar oder dem Ostermoor und der Alte-Sorge-Schleife, machen deutlich, dass gebietsspezifische Entwicklungen eine große Rolle spielen. So war der starke Anstieg der Uferschnepfenbestände im Beltringharder Koog dadurch bedingt, dass der eigentliche Koog erst 1987 durch die Eindeichung geschaffen wurde. Frühere Daten zum „Beltringharder Koog“ beziehen sich auf die Uferschnepfen, die in den dortigen Salzwiesen brüteten. Einige Jahre nach der Eindeichung setzte ein Rückgang der Bestände ein, der durch eine sukzessionsbedingte Veränderung der Vegetation verursacht war. Durch gezieltes Management ab den späten 1990er Jahren konnte der negative Trend umgekehrt werden.

An der Eider wird die Bedeutung kleinräumig wirkender unterschiedlicher Bedingungen besonders deutlich. Das Oldensworter Vorland wurde seit 1990 fast komplett als Brutgebiet aufgegeben, während im nahen Eiderästuar die Bestände von einzelnen Paaren seit 1980 auf gegenwärtig über 50 angestiegen sind. Das Beispiel zeigt, dass Bestandszunahmen bei geeigneten Managementmaßnahmen möglich sind. Im Oldensworter Vorland wurden hohe Bestände zu Zeiten erreicht, als die eidernahe Niederterrasse noch mit Salzwiesenvegetation bestanden war (H.A. Bruns, W. Petersen-Andresen, pers. Mitt.). Vermutlich durch das Ausbleiben des Tideeinflusses nach dem Bau des Eidersperrwerkes (1973) etablierten sich hier Brackwasserröhrichte und, wegen Nutzungsaufgabe, zwei große Sukzessionsflächen im ehemaligen Grünland, die das Gebiet für Wiesenvögel entwerteten. Sie wurden ab 2000 wieder unter Beweidung genommen (H.A. Bruns, pers. Mitt.), was jedoch den anhaltend negativen Trend noch nicht umkehren konnte.

Auffällig ist in einigen Gebieten (Rickelsbüller Koog, Hauke-Haien-Koog, Beltringharder Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland) ein zwischen der Mitte der 1980er und dem Beginn der 1990er Jahre einsetzender Anstieg der Bestände, mit einem Maximum zwischen dem Beginn und der Mitte der 1990er Jahre sowie einem anschließenden starkem Abfall. Ähnliche Trends zeigten verschiedene Wiesenvogelarten deutschlandweit (Hötker et al. 2007). Die genauen Gründe für den fast parallelen Anstieg der Uferschnepfenbestände in einigen Projektgebieten und bei Wiesenvögeln im Allgemeinen sind schwer nachvollziehbar. Lokal können sie unterschiedliche Gründe haben. Möglicherweise ist der Anstieg am Ende der 1980er Jahre im Oldensworter Vorland darauf zurückzuführen, dass dort intensive Vernässungs- und Extensivierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Gleichzeitig wurde auf Eiderstedt die landwirtschaftliche Nutzung intensiviert, da die Auflagen für die Teilnahme an Extensivierungsprogrammen erhöht wurden (W. Petersen-Andresen, pers. Mitt.). Möglicherweise sind Uferschnepfen aus den aus der Extensivierung genommenen Gebieten in das attraktiver gewordene Oldensworter Vorland umgesiedelt. Da die Bedingungen für Extensivierungsprogramme landesweit gelten, könnte dies auch der Grund für den Anstieg von Bestandszahlen in anderen Gebieten gewesen sein, bei denen es sich um die für Wiesenvögel mit geeignetsten Flächen handelt.

Interessant ist im Zusammenhang mit den starken Einbrüchen spätestens ab Mitte der 1990er der Hinweis von Langgemach & Bellebaum (2005), dass ab Beginn der 1990er Jahre die Bestände des Fuchses stark angestiegen sind. Korrelationen müssen keine kausalen Zusammenhänge bedeuten. Der Fuchs gilt jedoch nach verschiedenen Untersuchungen, als der Hauptprädator der Gelege von Bodenbrütern (Teunissen et al. 2008). In den letzten 15 bis 20 Jahren hat die Prädation der Gelege von Bodenbrütern überregional zugenommen (Langgemach & Bellebaum 2005). Gleichzeitig sind die meisten Bestände von Wiesenlimikolen durch einen zurückgehenden und zu geringen Bruterfolg gefährdet (Schekkerman et al. 2009). Abnehmende Bruterfolge und Vogelbestände nach der Einwanderung des Fuchses konnten in einigen Gebieten nachgewiesen werden (Zusammenfassung in Langgemach & Bellebaum 2005). Ob zunehmende Bestände des Fuchses für die Bestandseinbrüche der Uferschnepfen in einigen Projektgebieten verantwortlich gemacht werden kann, muss aber spekulativ bleiben, da konkrete Daten hierzu fehlen und auch lokale Habitatveränderungen eine Rolle spielen (siehe oben).

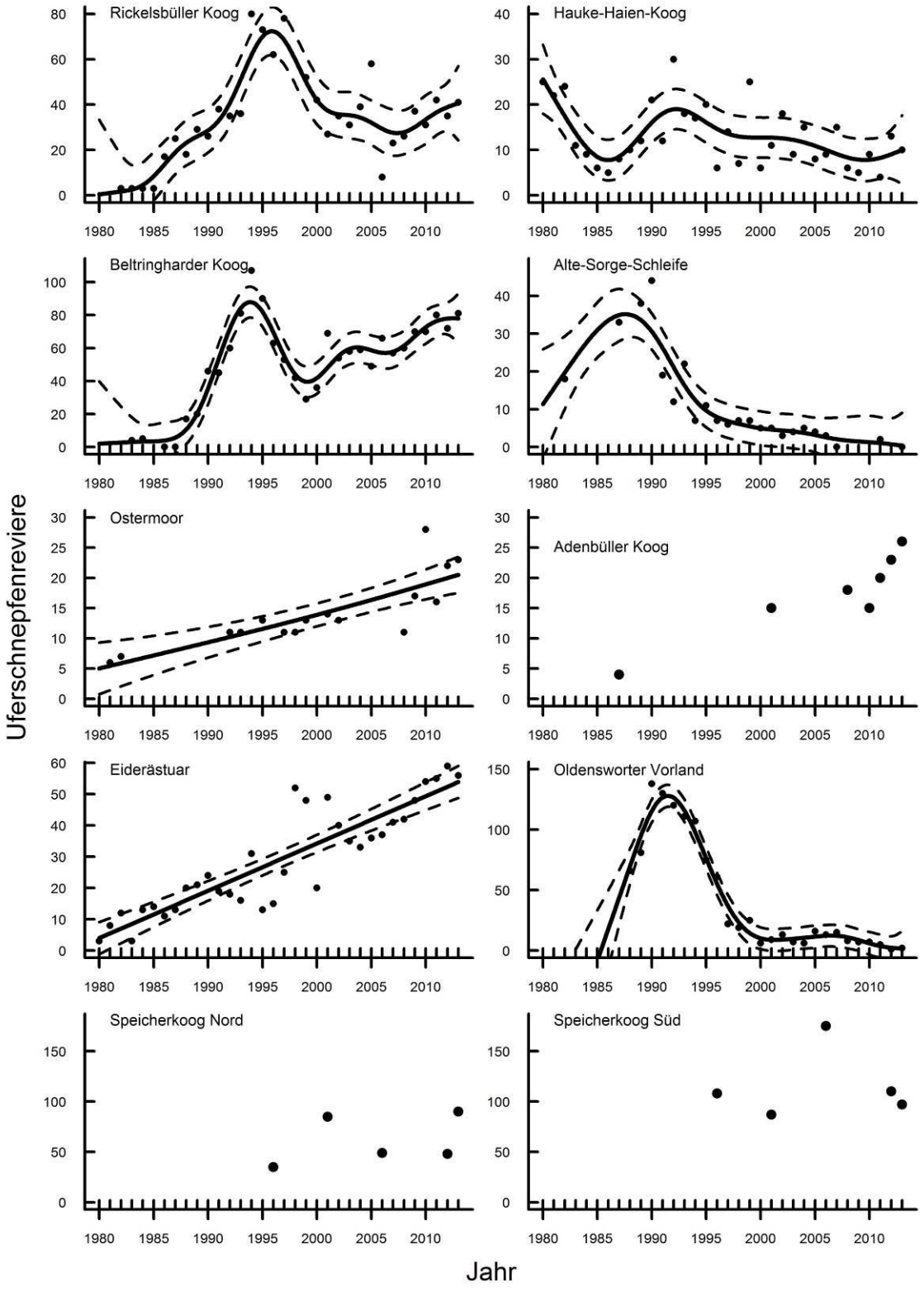

Abb. 12: Uferschnepfenreviere in den Life-Limosa-Maßnahmen- bzw. Kartierflächen 1980 – 2013. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisierten additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95% Konfidenzintervalle. Aus drei Gebieten liegen nicht genügend Daten vor, um einen Trend zu berechnen. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

Es soll dabei auch erwähnt werden, dass in ungeeigneten Nesthabitaten das Prädationsrisiko steigen kann (Evans 2004) und in Großbritannien eine starke Reduzierung der Beständen von Füchsen und Aaskrähen *Corvus corone* keinen Effekt auf den Populationstrend des Kiebitzes hatte (Bolton et al. 2007). Van Noordwijk & Thomson (2008) fanden eine ungewöhnlich niedrige jährliche Überlebensrate von adulten Uferschnepfen zwischen 1995 und 2000 in den Niederlanden. In diesem Zeitraum gingen auch in einigen Projektgebieten die Bestände zurück. Für eine detaillierte Untersuchung der Zusammenhänge zwischen lokalen und überregionalen Bestandsfluktuationen und dem Bruterfolg sowie der Sterblichkeit adulter Uferschnepfen liegen aus diesem Zeitraum keine Daten von ausreichender Qualität vor.

4.3. Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe (Action D.1)

4.3.1 Schlupferfolg

Insgesamt wurden in den fünf intensiv bearbeiteten Gebieten 64 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 3). Die Mehrzahl davon im Beltringharder Koog (30, Abb. 13) und im Speicherkoog Süd (22, Abb. 14) aber nur sehr wenige in den Gebieten Ostermoor (2), Speicherkoog Nord (1) und im Adenbüller Koog (7, Abb. 15).

Tabelle 3: Anzahl der gefundenen Uferschnepfengelege, der davon erfolgreich geschlüpften Gelege sowie die Schlupfwahrscheinlichkeit nach Mayfield (1975).

Projektgebiet	gefundene Gelege	Schlupf	Schlupfwahrscheinlichkeit
Beltringharder Koog	30	19	0,50
Speicherkoog Nord	3	1	-
Speicherkoog Süd	22	9	0,19
Ostermoor	2	1	-
Adenbüller Koog	7	0	0,00

Der Schlupferfolg war im Allgemeinen niedrig (Tab. 3). Im Speicherkoog Nord und im Ostermoor kamen eines von drei bzw. eines von zwei Gelegen zum Schlupf. Im Adenbüller Koog gingen alle sieben gefundenen Gelege vor dem Schlupf verloren. Im Beltringharder Koog kamen 19 der gefundenen Gelege zum Schlupf, im Speicherkoog Süd neun von 22 Gelegen. Die sich daraus ergebende Schlupfwahrscheinlichkeit unterschied sich deutlich und betrug 19% für den Speicherkoog Süd und 50% für den Beltringharder Koog (Tab. 3). Im Teilgebiet „Lüttmoorsee“ im Beltringharder Koog (Abb. 4) wurden zwölf Gelege gefunden (Abb. 13), von denen neun zum Schlupf kamen, was mit 64% eine höhere Schlupfwahrscheinlichkeit ergab als für den Koog insgesamt.

Der Schlupferfolg von Uferschnepfen variiert zwischen Gebieten und kann innerhalb einzelner Gebiete starken jährlichen Schwankungen unterworfen sein. In den Niederlanden betrug er in verschiedenen Gebieten 14% bis 87% (Schekkerman et al. 2008). Im Adenbüller Koog lag der Schlupferfolg 2006 bei 9,5% bei einem Bruterfolg von 0,57 flüggen Jungen/Revierpaar (Jeromin et al. 2006). Der Vergleich mit anderen Studien zeigt, dass zumindest im Beltringharder Koog der Schlupferfolg nicht ungewöhnlich niedrig ausfällt und somit eine erste Voraussetzung für einen guten Bruterfolg erfüllt.

Die Verlustursachen waren im Gelände meistens nicht zu bestimmen. Im Adenbüller Koog war einmal Viehtritt die wahrscheinliche Ursache und in einigen Fällen konnte anhand von Eischalenresten auf Prädation geschlossen werden. In einem Fall wiesen dabei Bissspuren in einer gefundenen Eischale auf einen Iltis hin. Im Speicherkoog Süd saß eine Rohrweihe nur wenige Meter neben einem frisch zerstörten Gelege. In den meisten Fällen war jedoch das Gelege spurlos verschwunden. Es ist daher nicht möglich alleine von der regelmäßigen Beobachtung eines Geleges qualitative Daten zu den Verlustursachen zu erhalten.

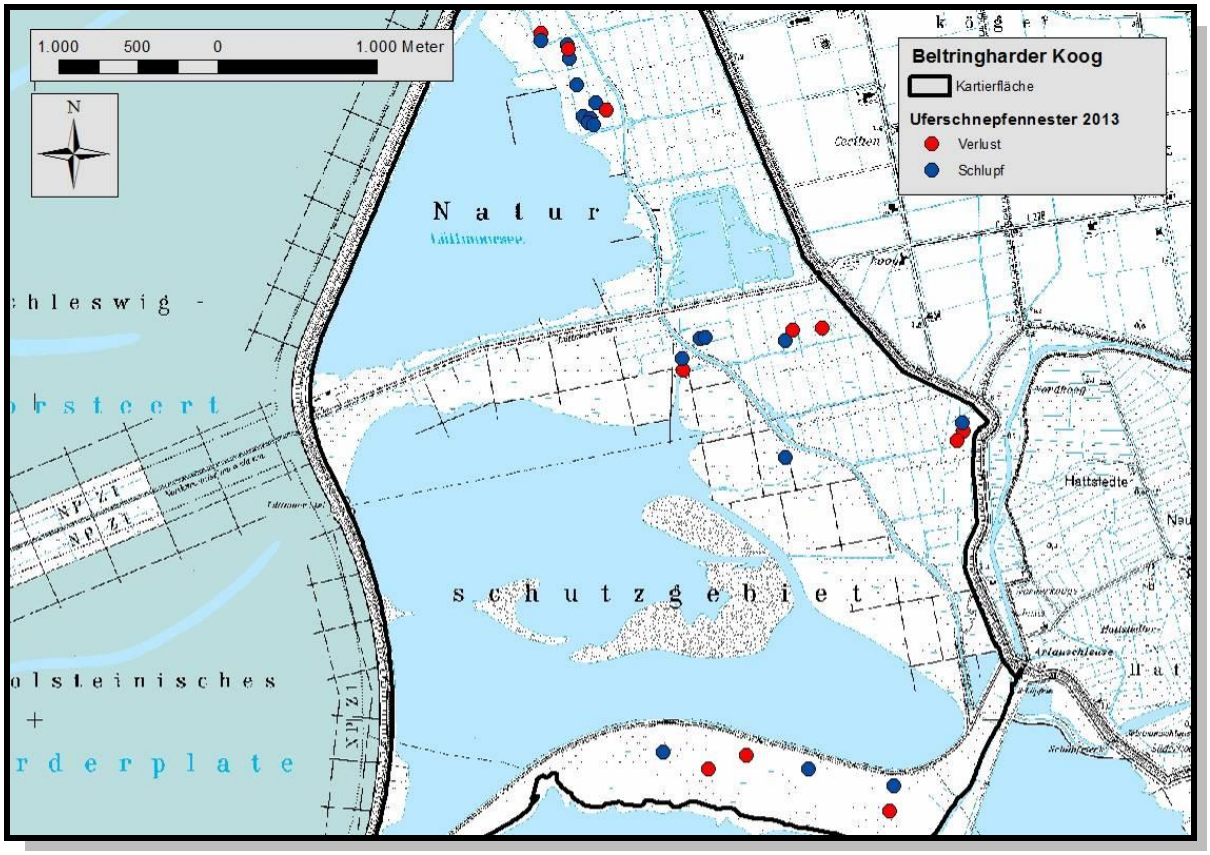

Abb. 13: Uferschnepfennester im Beltringharder Koog 2013.

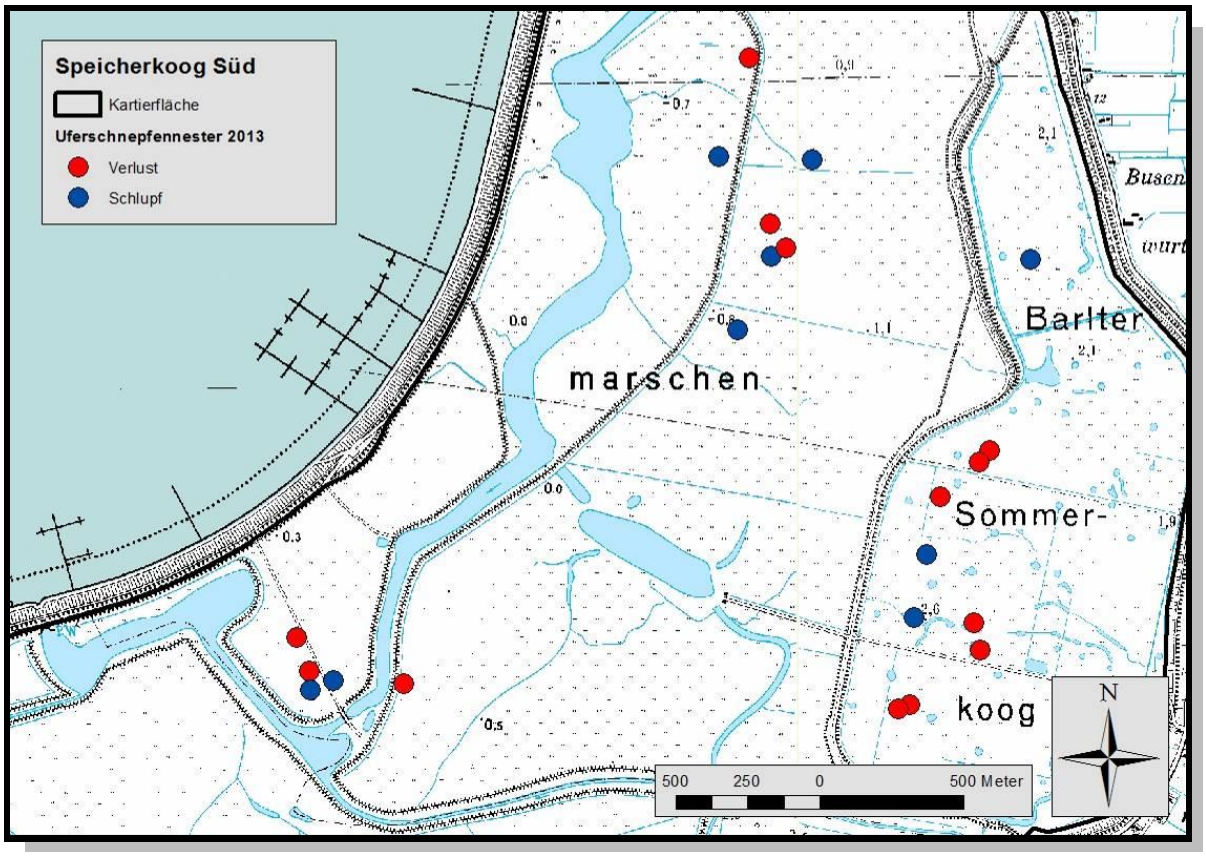

Abb. 14: Uferschnepfennester im Speicherkoog Süd 2013.

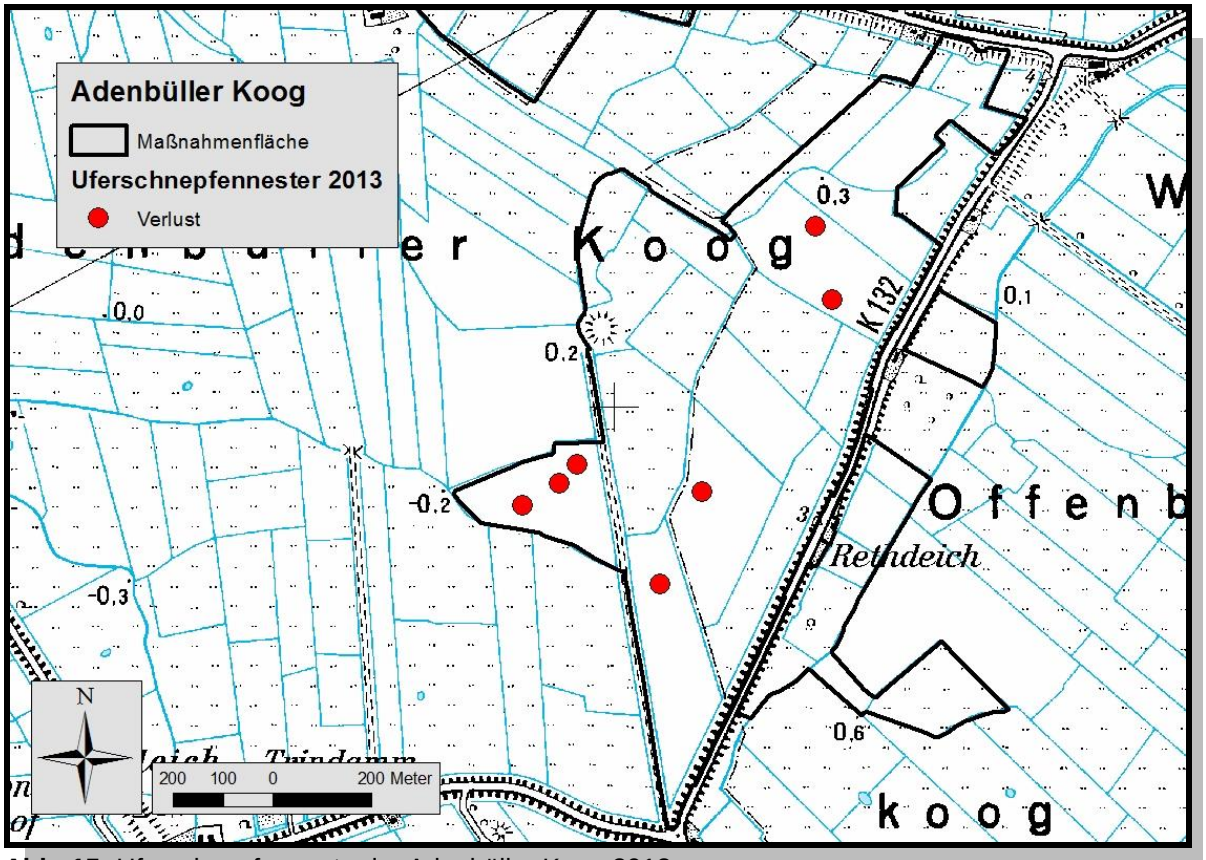

Abb. 15: Uferschnepfennester im Adenbüller Koog 2013.

Durch die Nestkameras konnte die Verlustursache in den meisten Fällen ermittelt werden (Tab. 4). Ausnahmen waren lediglich zwei Ausfälle einer Kamera wegen voller Speicherkarten oder leerer Batterien. Von insgesamt 30 durch Kameras überwachten Gelegen fielen zehn Prädatoren zum Opfer. Davon konnte sieben Mal ein Fuchs *Vulpes vulpes*, als Verlustursache identifiziert werden (Abb. 16). Zwei Gelege fielen dem Iltis *Mustela putorius* zum Opfer. Neu war der Nachweis des Marderhundes *Nyctereutes procyonoides* als Prädator von Uferschnepfengelegen (Abb. 16), Grimmberger et al. (2009) geben jedoch Eier und Jungvögel als zum Nahrungsspektrum der Art gehörend an. Da sich der Marderhund weiter in Schleswig-Holstein ausbreitet (MELUR 2013), könnte er in Zukunft verstärkt als Prädator in den Projektgebieten auftreten. Bei allen identifizierten Prädatoren handelte es sich um Säuger, und alle Verluste fanden während der Nacht statt. Die Füchse trugen die Eier in allen Fällen fort, weshalb das Gelege zum späteren Kontrollzeitpunkt ohne weitere Spuren verschwunden war. Bei einem Gelegeverlust durch Iltis oder Marderhund war dies nicht der Fall. Daher ist anzunehmen, dass Füchse auch in den meisten anderen Fällen die Verlustursache waren, wenn Gelege spurlos verschwanden. Im Einklang mit früheren Studien (Teunissen et al. 2008) ist der Fuchs damit der Hauptprädator der Gelege.

Tabelle 4: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras. Dargestellt ist die Anzahl der überwachten Nester je Projektgebiet sowie die Anzahl der geschlüpften Gelege und die der verlorenen Gelege nach Verlustursachen.

Projektgebiet	überwachte Gelege	Schlupf	Verlust durch				
			Fuchs	Iltis	Marderhund	Brutaufgabe	unbekannt
Beltringharder Koog	19	13	5	-	1		-
Speicherkoog Nord	1	1	-	-	-		-
Speicherkoog Süd	8	3	1	2	-	1	1[a]
Adenbüller Koog	2	0	1	-	-		1[a]

[a] Das spurlose Verschwinden der Eier macht den Fuchs als Prädator wahrscheinlich.

Durch die Nestkameras konnte auch der Schlupferfolg dokumentiert werden (Abb. 16). Im Beltringharder Koog wurden genügend Kameras aufgestellt, um die Schlupfwahrscheinlichkeit der überwachten Gelege zu berechnen. Sie lag mit 0,59 etwas höher als für alle Gelege im Gebiet zusammengenommen. Daher ergibt sich kein Hinweis darauf, dass sich das Aufstellen der Kameras in Nestnähe durch einen „Markierungseffekt“ für potentielle Prädatoren negativ auf den Schlupferfolg auswirkt (siehe auch Niehaus et al. 2004, Teunissen et al. 2008, McKinnon & Bêty 2009).

Abb. 16: Mit Hilfe der Nestkameras konnte sowohl die Prädation von Uferschnepfengelegen nachgewiesen werden wie auch der Schlupferfolg.

4.3.2 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in den Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor war dies aufgrund der wenigen beobachteten Familien nicht der Fall. Im Speicherkoog Süd machten die Weitläufigkeit des Gebiets und die relativ hohe Vegetation das Verfolgen des Schicksals einzelner geschlüpfter Küken unmöglich. Lediglich aus dem Beltringharder Koog liegen daher entsprechende Daten vor.

Im Beltringharder Koog unterschieden sich die Teilgebiete stark hinsichtlich des durchschnittlichen Bruterfolgs pro Revierpaar (Tab. 5). Von den 24 Revierpaaren im Gebiet Lüttmoorsee, wo der Schlupferfolg sehr hoch war (65%), konnte keines seine Brut erfolgreich bis zum Flüggewerden bringen, wohingegen im NO-Feuchtgrünland zwei der vier Paare erfolgreich waren und vier Junge flügge wurden. Die 31 Paare im SO-Feuchtgrünland kamen immerhin noch auf zehn flügge Jungvögel.

Abb. 17: Fuchs mit mehreren erbeuteten Küken an einem Uferschnepfennest im Beltringharder Koog. Nestkamera: 20.05.2013.

Verluste, die den Bruterfolg der Uferschnepfen reduzieren können, treten bei Gelegen und Jungvögeln auf. Wenige Tage nach dem Schlupf ist die Verlustrate bei den Küken durch ungünstiges Wetter, Nahrungsmangel, Landwirtschaft und Prädation besonders hoch (Schekkerman et al. 2009). Diese Kükensterblichkeit wird bei der Uferschnepfe als der kritische Faktor für das Populationswachstum angesehen (Kleijn et al. 2010). Bei einer Studie in den Niederlanden traten 35% aller Verluste beim Uferschnepfen-„Nachwuchs“ während der Eiphase auf, aber 65% in der Kükenphase (Teunissen et al. 2008). Daher korreliert ein hoher Schlupferfolg nicht unbedingt mit einem hohen Bruterfolg. Dies wird im Teilgebiet „Lüttmoorsee“ im Beltringharder Koog deutlich. Uferschnepfenküken können bis zu einem Kilometer am Tag wandern um günstige Nahrungsgebiete aufzusuchen (Schekkerman 2008). In diesem Fall kann jedoch ausgeschlossen werden, dass die „fehlenden“ Familien abgewandert waren, weil auch in dem ständig unter Beobachtung stehenden benachbarten Teilgebiet (NO-Feuchtgrünland) keine erhöhte Zahl an Familien nachgewiesen wurde. Einen ersten Hinweis auf den Verbleib der geschlüpften Küken lieferte eine Nestkamera an einem Nest, an dem der Schlupf gerade stattfand: ein frisch geschlüpftes Küken wurde von einem Fuchs prädiert, der

bei der Ankunft am Nest schon einige Uferschnepfenküken im Maul trug (Abb. 17). Auch andere Studien geben Prädation als die Hauptverlustursache an, neben Verlusten durch Mahd und dem Ertrinken in Gräben (Schekkerman et al. 2006).

Tabelle 5: Anzahl der auf Teilflächen im Beltringharder Koog vorhandenen Uferschnepfenreviere, erfolgreiche Paare mit Schlupferfolg und Mindestzahl flügge gewordener Jungvögel.

Teilgebiet	Revierpaare	erfolgreiche Paare	flügge Junge
Lüttmoorsee	24	0	0
NO-Feuchtgrünland	4	2	4
Salzwasserlagune	9	3	3
SO-Feuchtgrünland	31	5	10
N. Arlauspeicherbecken	13	7	16

Insgesamt zogen 81 Revierpaare im Beltringharder Koog mindestens 33 Jungvögel auf. Dies entspricht einer Rate von 0,41 flüggen Jungen pro Paar. Vergleichbare Daten zeigen z. T. niedrigere Werte an, z. B. 0,29 flügge Junge/Revierpaar für die Strohauser Plate in Niedersachsen (Meenken et al. 2002). In den Niederlanden betrug der Bruterfolg auf für Wiesenvögel bewirtschafteten Flächen im Durchschnitt 0,28, auf Kontrollflächen nur 0,16 flügge Junge/Paar (Schekkerman et al. 2006, 2008). Auf Inseln, wo sich die Situation für die Uferschnepfe (Schroeder et al. 2008b) besser darstellt als am Festland, war auch der Bruterfolg höher (siehe aber Schroeder et al. 2008b wegen der Bedeutung von Immigration für die Zunahme von Inselpopulationen). Bei geringer Nesterzahl betrug er z. B. 2012 auf Borkum 0,9 (Oberdiek 2012a) und auf Langeoog 0,6 flügge Junge/Paar (Oberdiek 2012b).

Diese Momentaufnahmen lassen durch ihren oft anekdotischen Charakter keine Einordnung in ein weiteres Szenario zu, wie es hier in einer späteren Phase des Projekts möglich sein wird. Die Angaben für den minimalen zum Populationserhalt nötigen Bruterfolg streuen zwischen 0,60 (Schekkerman et al. 2006) sowie 0,26 und 0,87 (Roodbergen et al. 2008). Für Schleswig-Holstein nahmen Helmecke et al. (2011) einen Wert von 0,46 an. Der im Beltringharder Koog ermittelte Bruterfolg läge damit darunter und würde nicht ausreichen, um die Population zu erhalten oder gar als Quelle dienen zu lassen, von der aus andere Gebiete besiedelt werden können. Allerdings ist der niedrige Bruterfolg nicht unbedingt mit ansteigenden Beständen im Beltringharder Koog und einigen anderen Gebieten in den letzten Jahren (siehe oben) sowie den in etwa stabilen Beständen in Schleswig-Holstein in Einklang zu bringen. Zum einen könnte der wirkliche Bruterfolg etwas höher liegen, da nur Mindestzahlen berücksichtigt wurden. Zum anderen ist auch wenig über die Rolle von Ein- und Abwanderungen in bzw. aus verschiedenen Gebieten sowie über die Über-

lebensrate während des ersten Winters und in späteren Jahren bei adulten Uferschnepfen in Schleswig-Holstein bekannt. Hier können in den nächsten Jahren intensivere Untersuchungen in den Projektgebieten sowie die intensiveren Beringungsaktivitäten aufschlussreiche Ergebnisse liefern.

Bei der Kartierung warnender Altvögel wurden größere Zahlen nur im Rickelsbüller Koog (24; allerdings keine mehr am 19. Juni) und im Speicherkoog Süd festgestellt werden (Tab. 1). Im Speicherkoog Nord war die Zahl der warnenden Familien mit 14 im Verhältnis zu den 90 Revierpaaren (Tab. 1) gering, im Speicherkoog Süd lag sie mit 31 warnenden Familien bei 97 Revierpaaren etwas höher. Im Hauke-Haien-Koog warnte zur Führungszeit noch eines von ursprünglich sechs Revierpaaren, während es im Adenbüller Koog fünf von ursprünglich 26 (inklusive einem Paar außerhalb, aber in der Nähe der Maßnahmenfläche) waren. Im Ostermoor wurden am 10. Juni drei warnende Paare festgestellt. Am 17. Juni wurden daraufhin drei Familien beobachtet, von denen eine zwei flügge Junge führte.

4.3.3 Beringung

In den Intensivgebieten wurden 2013 insgesamt 46 Uferschnepfen beringt, wobei der der Schwerpunkt auf dem Beltringharder Koog und dem Speicherkoog Süd lag (Tab. 6). Im Adenbüller Koog wurden keine Uferschnepfen beringt. Mit einer individuellen Farbringkombination wurden 27 Uferschnepfen markiert (21 Adulte, 6 Küken). Neunzehn Küken erhielten nur einen Metallring. Zum Zeitpunkt der Berichterstellung (Dezember 2013) lagen noch keine Wiederfunde/-beobachtungen von 2013 beringten Uferschnepfen vor. Fang-Wiederfangmodelle zur Schätzung von Überlebensraten können erst durchgeführt werden, wenn Daten von mindestens drei Jahren vorliegen.

Tabelle 6: Anzahl der 2013 in den Projektgebieten beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Projektgebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metall- und Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	2	5	14
Speicherkoog Nord	0	0	1
Speicherkoog Süd	14	1	6
Ostermoor	3	0	0

5. Ausblick

5.1 Bestandsaufnahme (Action A.2)

Während der ersten Feldsaison des Life-Limosa Projekts wurde eine erste Bestandsaufnahme planmäßig durchgeführt. Die Kartierung der Revierpaare sowie der warnenden Familien am Ende der Brutsaison fand in allen Projektgebieten durch das MOIN oder externe Betreuer statt und kann als Grundlage für eine spätere Evaluierung des Projekterfolgs dienen.

In keinem der Intensivgebiete wurde eine komplette Aufnahme der Revierpaare im Fünf-Tage-Rhythmus durchgeführt. Dies erwies sich im Hinblick auf den Umfang der weiteren Arbeiten als nicht durchführbar, da wegen der Größe des Beltringharder Koogs und des Speicherkoogs Süd für die komplette Bestandserfassung zwei volle Tage benötigt werden. Eine solche Erfassungsintensität entspricht auch nicht dem Standard zur Erfassung von Brutvögeln (Südbeck et al. 2005), bei dem in Brutgebieten an der Küste zwei und im Binnenland drei Kartiertermine pro Jahr als ausreichend angesehen werden. Deswegen werden auch in den kommenden Jahren zwei Kartierdurchgänge (Ende April, Mitte Mai) zur Ermittlung der Revierpaarzahlen plus eines Durchgangs zur Kartierung warnender Altvögel durchgeführt werden.

5.2 Bruterfolgsmonitoring (Action D.1)

Die Arbeiten in den Intensivgebieten wurden ebenfalls im Wesentlichen wie geplant durchgeführt. Die Nestersuche verlief im Beltringharder Koog und im Speicherkoog Süd zufriedenstellend und lieferte belastbare Ergebnisse. Im Adenbüller Koog lief das Nestmonitoring ebenfalls gut an, konnte dann aber nicht fortgeführt werden. Zurzeit werden Gesprächen mit dem dortigen Pächter über die Möglichkeit geführt, Bullen erst nach der Brutsaison aufzutreiben. Nach der ersten Einarbeitung in die Methodik im Jahr 2013 wird erwartet, dass sich die Zahl der gefundenen Gelege in allen Intensivgebieten ab der nächsten Brutsaison erhöhen wird.

Das Monitoring der Gelege verlief zufriedenstellend. Besonders der Einsatz der Nestkameras übertraf die Erwartungen. Im Vorfeld der Anwendung geäußerte Bedenken zur Durchführbarkeit trafen nicht zu. Es trat weder ein „Markiereffekt“ ein, der zu einer erhöhten Prädation führte, noch verhinderte zu hohe Vegetation in Nestnähe oder nicht ausreichende Bildqualität die Bestimmung von Schlupf- und Prädationsereignissen. Aufbauend auf diesen Erfahrungen und der Erwartung in den kommenden Brutsaisons mehr Gelege als in 2013 zu finden wird sich das MOIN zehn weitere Nestkameras zulegen.

Der Bruterfolg in Bezug auf die Zahl flügge gewordener Jungvögel konnte von den vier Intensivgebieten nur im Beltringharder Koog ermittelt werden. Die Hauptursache dafür war, dass die einzelnen Küken in den weitläufigen Flächen und der hohen Vegetation nur unzureichend beobachtet werden konnten. Das Problem, dass es wegen

der nicht leicht zu findenden Nester und des kryptischen Verhaltens der Küken schwer ist, die Zahl flügge werdender Uferschnepfen zu bestimmen, ist bekannt (Gunnarsson et al. 2005). Aus diesem Grund sollen ab der Brutsaison 2014 Telemetriesender eingesetzt werden, um das Schicksal von Uferschnepfenküken zu untersuchen. In anderen Projekten wurde diese Methode mit gutem Erfolg angewandt (z.B. Schekkerman et al. 2006, Hönisch et al. 2008, Melter & Hönisch 2013). Daher kann davon ausgegangen werden, dass auch bei diesem Projekt in Zukunft genauere Angaben zum Bruterfolg möglich sind.

Telemetrische Untersuchungen wurden in der ersten Brutsaison noch nicht durchgeführt. Sie gelten als Tierversuch, weshalb die Durchführung ein komplexes Genehmigungsverfahren voraussetzt. Es ist während der kurzen Zeit zwischen Projektbeginn und dem Start der Feldarbeiten nicht möglich gewesen, ein solches Verfahren zum Abschluss zu bringen. Die im Antrag genannte Zahl von fünf telemetrierten Küken pro Jahr, in wechselnden Gebieten, ist allerdings vollkommen unzureichend, um belastbare Ergebnisse zu erhalten. Im bereits eingereichten Antrag zur Genehmigung eines Tierversuchs wurde eine Zahl von 50 telemetrierten Küken pro Jahr genannt. Dies wird es ermöglichen, in den einzelnen Gebieten die Produktivität der Uferschnepfen anhand von Überlebensraten der Gelege und der Küken zu ermitteln (Schekkerman et al. 2008). Über den Antrag wird noch vor der nächsten Feldsaison entschieden werden. Die technische Ausrüstung zur Durchführung der Arbeiten (Receiver, Antennen) ist am MOIN vorhanden, bis auf die Sender, die kurzfristig bestellt werden können. Da es sich beim Speicherkoog um ein Gebiet handelt, das unter der Verwaltung der Bundeswehr steht, muss auch hier vor dem Beginn der Arbeiten eine Genehmigung eingeholt werden. Dies wurde bereits in die Wege geleitet.

Mit 21 adulten und sechs diesjährigen farbberingten Uferschnepfen wurde eine gute Grundlage zur späteren Analyse der Überlebensraten mit Fang-Wiederfang-Modellen gelegt. Dazu werden Daten aus mindestens drei Jahren benötigt weshalb eine Auswertung späteren Berichten vorbehalten bleibt.

6. Literatur

Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Bellebaum, J. & Boschert, M. 2003. Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenvögeln. Vogelwelt 124: 83-91.

Bibby, C., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.

Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. & Bamford, R. 2007. The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. J. Appl. Ecol. 44: 534-544.

De Beer, H. 2009. Einfluss der Beweidung auf Wiesenlimikolen. Eine Literaturstudie. Diplomarbeit, Institut für Umweltplanung, Leibnitz Universität, Hannover.

Evans, K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146: 1-13.

Glutz v. Blotzheim, U.N. 1977. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987. Identification of predators of wader eggs from egg remnants. Bird Study 34: 87-91.

Grimmberger, E., Rudloff, K., Kern, C. 2009. Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. NTV, Münster.

Gunnarsson, T.G., Gill, J.A., Potts, T.M., Atkinson, P.W., Croger, R.E., Gélinaud, G., Gardarsson, A. & Sutherland, W.J. 2005. Estimating population size in Black-tailed Godwits *Limosa limosa* by colour-marking.

Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Mennebäck, T., Rasmussen, L.M., Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel, R. 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.

Helmecke, A., Hötker, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H., & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Bericht. 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., Blew, J., Bruns, H.A., Gruber, S., Hälterlein, B. & Petersen-Andresen, W. 2001. Die Bedeutung der „Naturschutzköge“ an der Westküste Schleswig-Holsteins für brütende Wiesen-Limikolen. Corax 18 (Sonderheft 2): 29-46.

Hötker, H., Jeromin, H. & Melter, J. 2007. Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. Vogelwelt 128: 49-65.

Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2013. Wiesenvögel in Schleswig-Holstein 2013. Unveröffentl. Projektbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (MELUR). Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Hötker, H., Schrader, S., Schwemmer, P., Oberdiek, N. & Blew, J. 2010. Status, threads and conservation of birds in the German Wadden Sea. NABU, Berlin.

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

IUCN 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <http://www.iucnredlist.org>

Jensen, F.P., Béchet, A. & Wymenga, E. 2008. International single species action plan for the conservation of the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa* & *L. l. islandica*. AEWA Technical Serie No. 37, Bonn.

Jeromin, K, Hofeditz, F. & Bruns, H.A. 2006. Siedlungsdichte und Bruterfolg von Wiesenlimikolen auf Flächen der Stiftung Naturschutz im Adenbüller Koog und der Gardinger Südermarsch (Eiderstedt) 2006. Unveröffentl. Bericht, Stiftung Naturschutz, Molfsee.

Kleijn, D. Schekkerman, H., Dimmers, W.J., van Kats, R.J.M., Melman, D. & Teunissen, W.A. 2010. Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. Ibis 152: 475-486.

Knief, W., Berndt, R.K., Hälterlein, B., Jeromin, K., Kieckbusch, J.J. & Koop, B. 2010. Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.

Manolis, J.C., Andersen, D.E. & Cuthbert, F.J. 2000. Uncertain nest fates in songbird studies and variation in Mayfield estimation. Auk 117: 615-626.

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

McKinnon, L. & Bêty, J. 2009. Effect of camera monitoring on survival rates of High Arctic shorebird nests. J. Field Ornithol. 80: 280-288.

Meenken, G.A., Clemens, T. & Hartwig, E. 2002. Untersuchungen zur Nahrungsgrundlage der Wiesenvögel auf der Strohauser Plate (Weserinsel) in Abhängigkeit von Stocherfähigkeit und Wasserverhältnissen. Natur- und Umweltschutz 1: 10-17.

MELUR 2013. Jagd und Artenschutz – Jahresbericht 2013. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Melter, J. & Hönisch, B. 2013. Uferschnepfenküken-Telemetrie am Dümmer. Unveröffentl. Bericht 2013 zu „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“ (LIFE10NAT/DE011). BIO-CONSULT, Belm.

Nehls, G. 1997. Bestandserfassung von Wiesenvögeln in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und auf Eiderstedt. Corax 18 (Sonderheft 2): 27-38.

Niehaus, A.C., Ruthrauff, D.R. & McCaffery, B.J. 2004. Response of predators to western sandpiper nest exclosures. Waterbirds 27: 79-82.

Oberdiek, N. 2012a. Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfen auf Borkum 2012. Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven.

Oberdiek, N. 2012b. Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfen auf Langeoog 2012. Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven.

R Development Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien.

Roodbergen, M., Klok, C. & Schekkerman, H. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosal l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. Ardea 96: 207-218.

Schekkerman, H. 2008. Precocial problems. Dissertation. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

Schekkerman, H. & Boele, A. 2009. Foraging in precocial chicks of the black-tailed godwit *Limosa limosa*: vulnerability to weather and prey. J. Avian Biol. 40: 369-379.

Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2006. Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* under ‘mosaic management’, an experimental agri-environment scheme in The Netherlands. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 131-136.

Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of ‚mosaic management‘ on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. J. Applied Ecol. 45: 1067-1075.

Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2009. Mortality of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. J. Ornithol. 150: 133-145.

Schroeder, J., Lourebco, P. M., Velde, M. V. D., Hooijmeijer, J. C. E. W., Both, C. & Piersma, T. 2008a. Sexual dimorphism in plumage and size in Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa*. Ardea 96: 25-36.

Schroeder, J., Heckroth, M. & Clemens, T. 2008b. Against the trend: increasing numbers of breeding Northern Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* on a German Wadden Sea island: Capsule The increase in population sizes over the last 30 years cannot be explained by reproductive success. Bird Study 15: 100-107.

Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.

Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M., Boye, P. & Knief, W. 2007. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. Ber. Vogelschutz 44: 23-81.

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.

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.

Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. & Brown, V.K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. J. Applied Ecol. 38: 647-664.

Wood, S.N. 2006. Generalized Additive Models – an introduction with R. Chapman & Hall, Boca Raton.