



Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein

Untersuchungen 2018

Endbericht November 2018

Bericht für das Ministerium für Energiewende,
Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung
des Landes Schleswig-Holstein

Dominic Cimiotti
Brigitte Kliner-Hötter
Dr. Hermann Hötter

Michael-Otto-Institut im NABU
Goosstroot 1
24861 Bergenhusen
Dominic.Cimiotti@NABU.de

Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein – Untersuchungen 2018

Endbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Um-
welt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein

Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen
November 2018

Dominic Cimiotti
Brigitte Klinner-Hötter
Dr. Hermann Hötter

Titelfoto: Dominic Cimiotti

Michael-Otto-Institut im NABU
Goosstroot 1
24861 Bergenhusen
dominic.cimiotti@nabu.de

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	3
Zusammenfassung	4
1. Einleitung.....	5
2. Untersuchungsgebiete	7
2.1. Beltringharder Koog.....	7
2.2. Meldorfer Bucht.....	9
3. Material und Methoden.....	10
3.1. Untersuchungen zur Brutbiologie im Beltringharder Koog.....	10
3.2. Fang und individuelle Markierung von Austernfischern.....	10
3.3. Datenverwaltung und statistische Analysen	11
4. Ergebnisse	13
4.1. Brutbiologische Ergebnisse (im Vergleich zu den Vorjahren).....	13
4.2. Beringungszahlen	14
4.3. Lokale Überlebensraten.....	15
5. Diskussion	16
5.1. Reproduktionserfolge.....	16
5.2. Überlebensraten	17
6. Literatur.....	18
7. Danksagung.....	19

Zusammenfassung

Schleswig-Holstein trägt eine besondere internationale Verantwortung für den Erhalt des Austernfischers. Der Brutbestand der Art in Schleswig-Holstein ist gleichzeitig in den vergangenen zwanzig Jahren um rund die Hälfte zurückgegangen.

Die im Jahr 2018 im Beltringharder Koog durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass die dort brütenden Austernfischer trotz eines recht hohen Schlupferfolges einen geringen Bruterfolg hatten. Auf einer Probefläche im nördlichen Arlau-Speicherbecken betrug der Schlupferfolg 48%, der Bruterfolg 0,17 flügge Jungvögel pro Paar. Die Ursachen der Jungvogelverluste waren in den meisten Fällen unbekannt.

Neben den brutbiologischen Untersuchungen wurden die individuelle Farbringmarkierung weiterer Austernfischer und die systematische Suche nach in den Vorjahren beringten Individuen im Beltringharder Koog sowie in der Meldorfer Bucht fortgesetzt. Auf dieser Grundlage werden in dem vorliegenden Bericht erstmals lokale Überlebensraten adulter Austernfischer für mehrere Gebiete in Schleswig-Holstein vorgelegt. Diese liegen nach derzeitigem Stand bei 92% pro Jahr für den Beltringharder Koog sowie 82% für die Meldorfer Bucht. Die populationsbiologischen Untersuchungen sollten in den nächsten Jahren fortgesetzt und intensiviert werden, um diese Werte zu präzisieren und die weitere Entwicklung der Überlebensraten verfolgen zu können.

1. Einleitung

Der Brutbestand des Austernfischers *Haematopus ostralegus* für Schleswig-Holstein wird mit rund 14.000 Brutpaaren angegeben (Koop & Berndt 2014). Das sind über 48% der deutschen Brutpopulation und rund 4% des Weltbestandes (Cimiotti & Hötker, im Druck). Somit trägt Schleswig-Holstein eine große internationale Verantwortung für den Schutz und Erhalt des Austernfischers. Keine andere Brutvogelart brüdet mit einem vergleichbar hohen Anteil der Weltpopulation in dem Bundesland (Cimiotti & Hötker, im Druck). Der Großteil des schleswig-holsteinischen Brutbestands brüdet in der Wattenmeerregion (Abbildung 1, Koffijberg *et al.* 2015).

Der deutsche Brutbestand ist in den vergangenen 20 Jahren deutlich zurückgegangen, so auch in Schleswig-Holstein, wo sich die Anzahl der Austernfischer-Brutpaare seit Mitte der 1990er Jahre etwa halbiert hat (Abbildung 2). Aktuell dürften nur noch wenig mehr als 10.000 Brutpaare in Schleswig-Holstein brüten (Hötker *et al.* 2017).

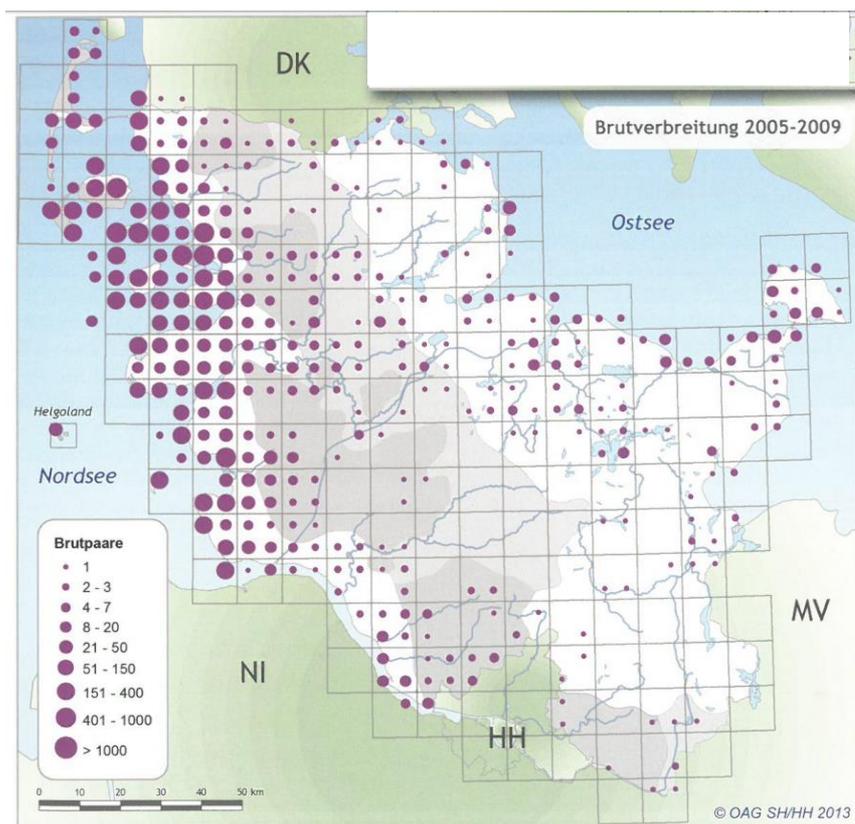


Abbildung 1 Brutverbreitung des Austernfischers in Schleswig-Holstein. Aus: Bernd & Koop (2014)

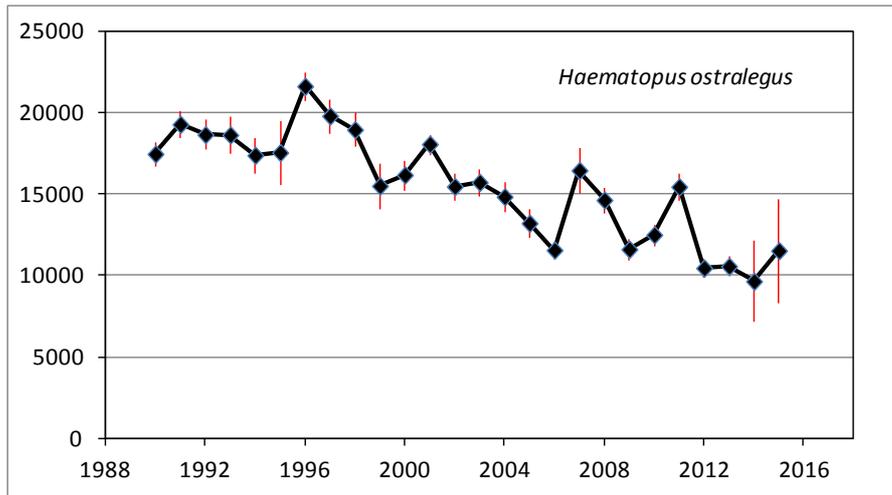


Abbildung 2 Brutbestand (Brutpaare) des Austernfischer in Schleswig-Holstein (Quelle: Hötker et al. 2017).

Der Abwärtstrend der Austernfischer hat anscheinend in Schleswig-Holstein und in den Niederlanden begonnen (Koffijberg *et al.* 2015) und sich schnell auf das gesamte Verbreitungsgebiet ausgedehnt (Thorup 2006; van de Pol *et al.* 2014). Als Hauptgrund wird vor allem der seit vielen Jahren schlechte bis ausbleibende Bruterfolg genannt. Hauptfaktoren für diesen mangelnden Bruterfolg sind anscheinend Prädation der Gelege und Küken sowie der Gelegeverlust durch Überflutung der außendeichs liegenden Salzwiesen.

In einem Review zum Bruterfolg ausgewählter Vogelarten im Wattenmeer wurden die Daten des Bruterfolgsmonitoring-Projekts des TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programm) von 2009 bis 2012 ausgewertet. Dabei wurden wattenmeerweit die höchsten Schlupferfolge mit rund 74% auf drei Monitoringflächen auf Langeneß und Oland festgestellt (Thorup & Koffijberg 2016). Auch der Bruterfolg war mit 0,22 – 0,59 Jungvögeln pro Brutpaar auf den beiden Halligen vergleichsweise hoch. Auf den Festlandsprobeflächen jedoch waren sowohl Schlupf- als auch Bruterfolg sehr niedrig bis nicht vorhanden (Thorup & Koffijberg 2016).

Im Jahr 2018 finanzierte das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein ein Artenschutzprojekt mit dem Ziel, Schutzmaßnahmen für die Brutpopulation des Austernfischers an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste zu erarbeiten.

Dieser Bericht fasst die Feldarbeiten aus der Brutsaison 2018 im Beltringharder Koog sowie in der Meldorfer Bucht zusammen. In beiden Gebieten wurden auf Grundlage der 2018 erfolgten Ablesungen beringter Austernfischer erste Berechnungen zu den lokalen Überlebensraten adulter Austernfischer durchgeführt. Im Jahr 2018 wurden weitere Austernfischer farbberingt. Langfristiges Ziel ist die Erstellung eines Populationsmodells für die Art in Schleswig-Holstein. Im Beltringharder Koog konnten zudem weitere Daten zu Schlupf- und Bruterfolgsraten aufgenommen werden, nachdem für die Meldorfer Bucht langjährige Datenerhebungen einen nahezu ausbleibenden Schlupf- und Bruterfolg gezeigt hatten (Cimiotti *et al.* 2017). Zusätzlich nimmt dieser Bericht Bezug auf die Untersuchungen auf der Hallig Nordstrandischmoor, die dem Beltringharder Koog außendeichs vorgelagert im Wattenmeer liegt.

2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen im Jahr 2018 fanden im Beltringharder Koog sowie in der Meldorfer Bucht statt (Abbildung 3).

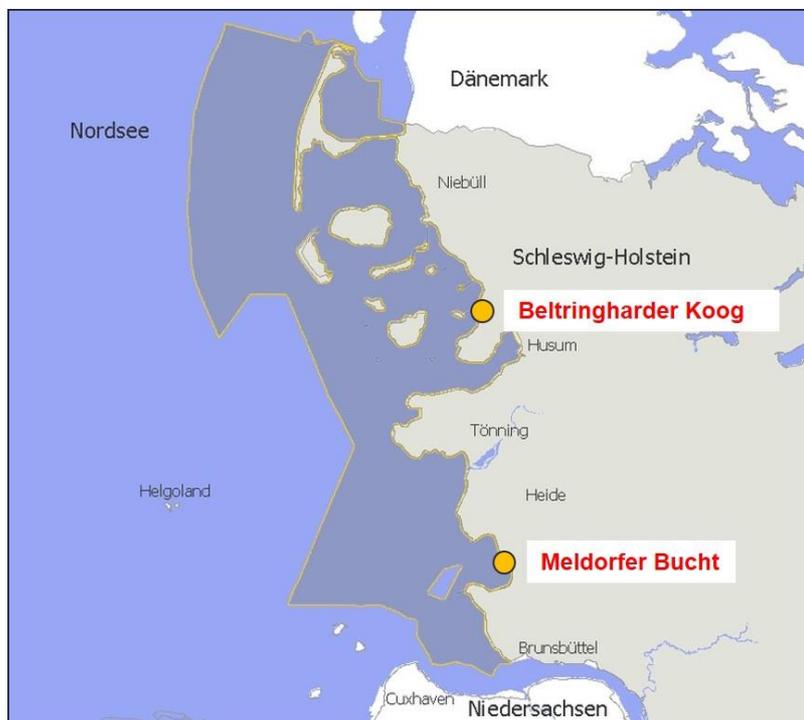


Abbildung 3: Lage der beiden Untersuchungsgebiete an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste des Wattenmeers.

2.1. Beltringharder Koog

Der Untersuchungsschwerpunkt im Beltringharder Koog lag im Bereich des nördlichen Ufers des Arlau-Speicherbeckens (kurz: Gebiet Arlau, schraffierte Fläche in Abbildung 4), in dem vornehmlich auch See- und Sandregenpfeifer in hohen Dichten brüten (z.B. Cimiotti *et al.* 2016a).

Das Gebiet Arlau zeichnet sich durch seine an vielen Stellen extrem kurzrasigen bis vegetationsarmen Flächen aus, in die Qualmwasser aus der benachbarten Salzwasserlagune eindringt. Offene Stellen werden durch erhöhte Salzkonzentrationen, Beweidung (Hötker *et al.* 2010) sowie durch das Mulchen größerer Schilfflächen erhalten (Cimiotti *et al.* 2016a). Nicht nur See- und Sandregenpfeifer profitieren von diesen Maßnahmen, sondern auch eine größere Anzahl von Kiebitzen, Rotschenkeln, Uferschnepfen, Zwergseeschwalben und Austernfischern.

Für das Gebiet Arlau herrscht ein Betretungsverbot, so dass die Brutplätze der Austernfischer von Menschen weitgehend ungestört sind. Zudem finden vor der Brutzeit im Spätwinter regelmäßig jeweils zwei Treibjagden im Beltringharder Koog statt. Sie dienen dem Ziel, besonders die Anzahlen von Füchsen und Marderhunden für die nachfolgende Brutsaison innerhalb des Gebietes zu reduzieren (s. Cimiotti *et al.*

2016a). Zusätzlich wird im Gebiet Arlau seit 2016 versucht, den Zugang für potentielle Bodenprädatoren zu erschweren. Im Osten geschieht dies durch einen nur während der Brutzeit aufgebauten Elektrozaun (Geflügelschutzzaun), von Westen her durch die dauerhafte Umrüstung eines Gatters.



Abbildung 4 Karte des Beltringharder Kooges mit der Lage der Untersuchungsfläche (schraffiert) am Nordufer des Arlau-Speicherbeckens.

2.2. Meldorfer Bucht

Das Untersuchungsgebiet Meldorfer Bucht umfasste zwei Teilgebiete: Helmsand sowie Teile des Nordkooges des Meldorfer Speicherkooges (Abbildung 5).

Helmsand ist eine Salzwiesen-Halbinsel im Wattenmeer an der Grenze zwischen Nord- und Südkoog. Die Salzwiesen sind überwiegend unbeweidet. Nur die direkt an den Seedeich angrenzenden Beete werden intensiv mit Schafen beweidet. Der an das Festland angrenzende Teil ist auf einem Weg (Damm) öffentlich zugänglich. Etwa in der Mitte von Helmsand befindet sich im Sommerhalbjahr eine mobile Beobachtungshütte (Bauwagen). Der Halligkopf westlich der Beobachtungshütte ist vom 1. April bis 31. Juli als geschütztes Brutgebiet nicht öffentlich zugänglich.

Die Untersuchungsfläche im Speicherkoog Nord besteht aus nahe am Seedeich gelegene Flächen des Kooges (u.a. Südwestecke des NSG Wöhrdener Loch, Bereich „Odinsloch“, Hafenbecken und Nationalparkhaus „Wattwurm“) sowie dem kompletten Seedeich zwischen dem Hafen und dem Vorland Helmsand. Sie umfasst somit sowohl nicht öffentlich zugängliche Flächen (z.B. Weiden im NSG Wöhrdener Loch und südlich davon) als auch stark touristisch genutzte Bereiche, etwa am Hafenbecken und am Seedeich (Fahrradtouristen, Spaziergänger, Vogelbeobachter, Wind- und Kitesurfer etc.). Die Flächen binnendeichs sind charakterisiert durch eine extensive Beweidung mit Rindern, Schafen und Koniks sowie durch Süßwassertümpel und Qualmwasser-Austritte.

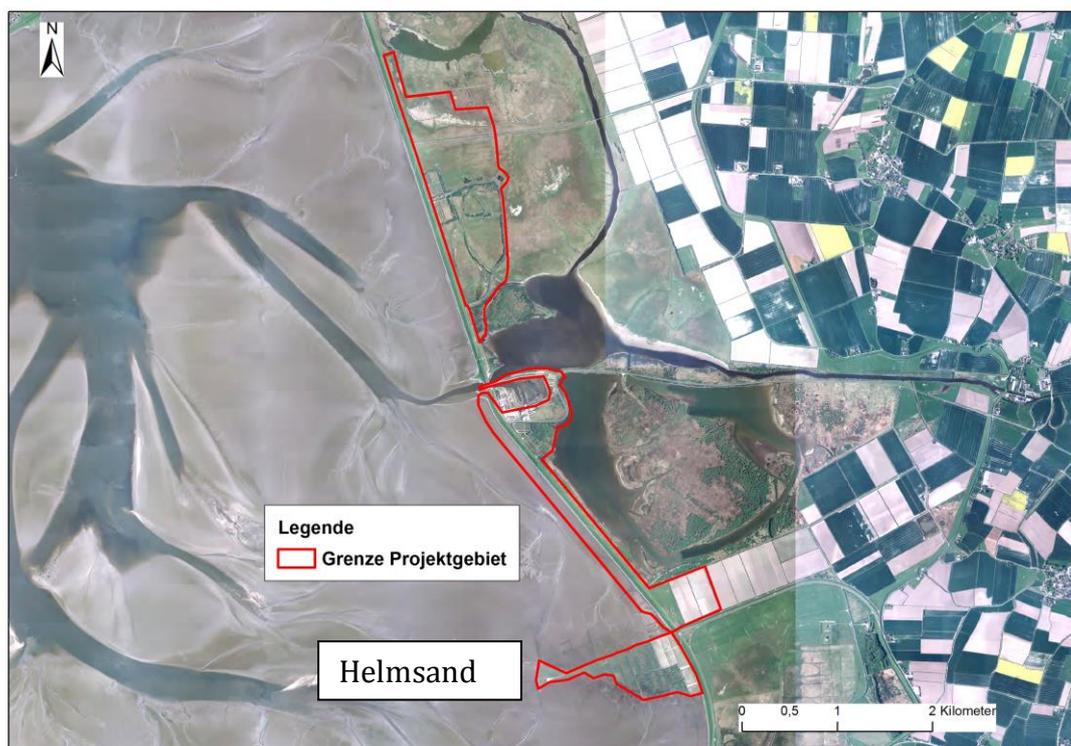


Abbildung 5 Lage des Untersuchungsgebietes Meldorfer Bucht (rot umrandet). Das Teilgebiet „Helmsand“ befindet sich im südlichen Bereich außendeichs.

3. Material und Methoden

3.1. Untersuchungen zur Brutbiologie im Beltringharder Koog

Das Untersuchungsgebiet wurde mindestens wöchentlich aufgesucht, um möglichst alle vorhandenen Austernfischer-Gelege entlang der nördlichen Speicherbecken-Verwallung sowie einen Teil der Gelege auf den Flächen südlich der Verwallung zu finden und zu verfolgen. Die Erfassung erfolgte vom Auto aus, um die Störung zu minimieren. Die gefundenen Gelege wurden mit einem GPS-Gerät eingemessen und mit größeren Plastik-Pflanzenschildern mit Nummer im Abstand von wenigen Metern markiert. Die Zahl der Eier wurde notiert und es wurde ein Bebrütungstest durch ein Wasserbad mit zwei Eiern pro Gelege durchgeführt (van Paassen, Veldman & Beintema 1984; Ens *et al.* 1992).

Die markierten Nester unterlagen anschließend regelmäßigen Kontrollen. Brütete ein Altvogel, wurde auf ein Aufsuchen des Nestes verzichtet. War dies nicht der Fall, wurde das Nest hinsichtlich seines Inhalts kontrolliert. Bei leeren Nestern wurde auf kleine Eischalensplitter, die auf einen Schlupf des Geleges hindeuten, sowie auf mögliche Spuren von Nesträubern geachtet.

An insgesamt 23 Gelegen wurden Fotofallen des Typs MOULTRIE M-990i installiert. Es handelt sich dabei um Digitalkameras, die durch Bewegungen im Sensorbereich (hier die Nestumgebung) ausgelöst werden können und die sowohl tagsüber als auch nachts Fotos anfertigen. Ziel war es, Nestprädatoren zu identifizieren sowie die Farbringkombinationen der beteiligten Altvögel und den Schlupferfolg zu ermitteln. Die Kameras waren jeweils an Metallstangen (Angelzubehör: *bank sticks*) mittels Adapter in einer Höhe von circa 50 Zentimetern in Entfernungen von etwa zwei bis drei Metern von den Nestern installiert.

Der Quotient aus der Anzahl flügge gewordener Küken und der Zahl der Brutpaare liefert den Wert für den Bruterfolg. Die Anzahl dieser Jungvögel wurde durch mindestens wöchentliche Kartierungen ermittelt. Dabei wurden Küken, deren Alter auf mindestens vier Wochen geschätzt wurde, als flügge gewertet. Individuelle Familien ließen sich anhand der teilweise beringten Alt- und/oder Jungvögel, der räumlichen Lage ihres Aufenthaltsortes (Reviertreue) sowie des Alters der jeweiligen Küken erkennen.

3.2. Fang und individuelle Markierung von Austernfischern

Im Gebiet Arlau wurden adulte sowie junge Austernfischer gefangen und mit individuellen Farbringkombinationen versehen. Der Fang der Altvögel erfolgte durch Kas-tenfallen auf dem Nest. Diese wurden auf Nester gestellt, die bereits mindestens circa zehn Tage lang bebrütet worden waren. Die Fallen standen während der Fangversuche unter ständiger Beobachtung. Die Eier wurden für die Dauer des Fangversuchs durch Gipseier ersetzt, um Beschädigungen zu vermeiden. Falls innerhalb von

60 Minuten kein Fang erfolgte, wurde die Falle wieder abgebaut. Der Fang von Küken erfolgt beim Austernfischer per Hand nach vorausgegangener Beobachtung aus der Distanz.

Alle gefangenen Austernfischer erhielten einen Metallring der Vogelwarte Helgoland sowie insgesamt drei Farbringen (Abbildung 6), von denen zwei (je einer an jedem Tarsus) zusätzlich mit einem einzelnen Buchstaben codiert war. Die Farbberingung erfolgte als Teil eines größeren Farbberingungsprogrammes aus den Niederlanden (Dr. B. Ens, Sovon).



Abbildung 6 Austernfischer werden in Schleswig-Holstein mit drei Farbringen beringt. Die beiden Tarsusringe sind zusätzlich mit einem Buchstaben codiert. Foto: T. Voortman

Von den gefangenen Vögeln wurden biometrische Maße von Flügel, Fuß und Schnabel (Gesamtlänge, Höhe am Gonys, Breite und Höhe der Schnabelspitze und Überstand des Oberschnabels über den Unterschnabel) genommen, sowie das Körpergewicht mittels einer elektronischen Waage bestimmt. Anhand vorgegebener Skalen erfolgten die Einstufungen der Färbungen unbefiederter Körperpartien (Schnabel, Füße, Auge) sowie des Rückengefieders.

3.3. Datenverwaltung und statistische Analysen

Die Eingabe und Speicherung der Beringungs- und Ablesedaten erfolgte über das Internetportal Wadertrack (www.wadertrack.nl), welches vor einigen Jahren durch das Michael-Otto-Institut im NABU in die deutsche Sprache übersetzt worden war. Auch Vogelbeobachter, die beispielsweise im Meldorfer Speicherkoog farbberingte Austernfischer gesehen hatten, konnten diese über Wadertrack eingeben und dort unmittelbar nach der Eingabe den Lebenslauf des Vogels sowie eine Karte einsehen.

Die Berechnung des Schlupferfolgs erfolgte nach Mayfield (1961, 1975):

$$P=(1-T_V/T_k)^{30}$$

P: geschätzte Schlupferfolgsrate

T_k : Anzahl der Tage, an denen Nester unter Kontrolle standen

T_V : Anzahl der Verlusttage (entspricht der Anzahl der verloren gegangenen Nester)

War der genaue Schlupf- oder Verlusttag nicht bekannt, wurde dieser als arithmetisches Mittel der beiden letzten Kontrolltage berechnet. Der Schlupferfolg ergibt sich dabei aus der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester und der Brutdauer.

Die Berechnung der lokalen Überlebensraten für beide Untersuchungsgebiete erfolgte mit Hilfe des Programms MARK (CJS-Modelle). Dafür standen Daten von insgesamt 31 farbberingten Individuen (Beltringharder Koog, Zeitraum 2015 bis 2018) beziehungsweise 85 farbberingten Individuen (Meldorfer Bucht, Zeitraum 2010 bis 2018) zu Verfügung. Mit MARK kann die lokale Überlebensrate (Φ) unter Berücksichtigung einer Wiedersichtungswahrscheinlichkeit (p) modelliert werden (Schaub & Amann 2001). Diese bedeutet, dass nicht jeder beringte Austernfischer in jedem Jahr registriert wird, sondern mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit übersehen werden kann. Nicht berücksichtigt werden kann die dauerhafte Abwanderung von Individuen aus dem Untersuchungsraum, was zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Überlebensrate führen kann. Deshalb ist hier von einer „lokalen Überlebensrate“ die Rede.

Es wurden jeweils verschiedene Modelle erstellt, die entweder eine konstante oder jahresspezifische Sichtungswahrscheinlichkeit (p) zugrunde legten.

Die lokale Überlebensrate (Φ) wurde konstant behandelt. Zusätzlich wurde für das Gebiet Meldorfer Bucht ein Modell mit zwei unterschiedlichen Schätzungen für Φ (Φ 2012, Φ alle anderen Jahre) bei konstanter Sichtungswahrscheinlichkeit gerechnet. Der Grund dafür war, dass es im Winter 2011/2012 aufgrund eines späten aber starken Kälteeinbruchs im Februar 2012 zu einem ungewöhnlichen Massensterben von Austernfischern gekommen war (Cimiotti et al. 2016b). Um die Mortalität differenziert nach „normalen Jahren“ und dem ungewöhnlichen Jahr 2012 betrachten zu können, wurde dieses zusätzliche Modell eingefügt. Die Auswahl des jeweils besten Modells erfolgte über den AICc (Burnham et al. 2011).

4. Ergebnisse

4.1. Brutbiologische Ergebnisse (im Vergleich zu den Vorjahren)

Der im Rahmen der Brutbestandserfassungen im Beltringharder Koog ermittelte Brutbestand im Gebiet Arlau betrug im Berichtsjahr 41 Paare (Klinner-Hötter & Petersen-Andresen 2018) und lag damit wie in den drei Vorjahren bei etwas mehr als 40 Brutpaaren (Tabelle 1). Der Schlupferfolg betrug nach einem Ausfall im vergangenen Jahr 48% und lag damit wieder im Bereich des Wertes der Jahre 2015 und 2016. Gelegeverluste gingen überwiegend auf Prädationen durch den Dachs zurück (Tabelle 1). Die durch diese Art erfolgten Verluste fanden sämtlich innerhalb eines kurzen Zeitfensters zwischen dem 17. und 21. Mai statt.

Der recht hohe Schlupferfolg führte jedoch nicht zu einem guten Bruterfolg. Dieser lag bei 0,17 flüggen Jungen pro Brutpaar und war damit aber höher als in den drei Vorjahren (Tabelle 1). Sieben Jungvögel von sieben verschiedenen Paaren, also maximal ein Jungvogel pro Paar, wurden im Berichtsjahr flügge. Im gesamten Beltringharder Koog nördlich der Arlau wurden bei einem Bestand von 198 Paaren im Jahr 2018 nur 17 flügge Jungvögel kartiert (davon 7 aus dem Gebiet Arlau; Klinner-Hötter & Petersen-Andresen 2018). Insgesamt betrug der Bruterfolg im Gebiet Arlau in den untersuchten Jahren 2015 bis 2018 0,09 flügge Junge pro Brutpaar und Brutsaison.

Tabelle 1 Übersicht über die brutbiologischen Ergebnisse im Gebiet Arlau in den Jahren 2015 bis 2018.

Gebiet	2015	2016	2017	2018
Anzahl Paare	44	45	42	41
Anzahl flügger Jungvögel	3	6	0	7
Bruterfolg (flügge Junge pro Paar)	0,07	0,13	0	0,17
Schlupferfolg (Mayfield)	0,53	0,49	0,03	0,48
Anzahl Gelege verfolgt	21	14	22	26
Anzahl Gelege geschlüpft	13	8	2	15
Anzahl Gelege prädiert	8	6	20	11
Anzahl Gelege mit Kamera	10	5	13	23
Gelege mit Schlupf (Kamera)	3	1	2	11
Prädation Rotfuchs (Kamera)	0	0	9	0
Prädation Marderhund (Kamera)	4	0	1	0
Prädation Dachs (Kamera)	0	0	0	6
Prädation Steinmarder (Kamera)	0	0	0	1
Prädation Iltis (Kamera)	2	0	0	1
Schicksal ? (Kamera)	1	4	1	4

Die Ursachen für Jungvogelverluste sind überwiegend unbekannt. In einem Fall konnte im Berichtsjahr die Prädation eines frisch geschlüpften Kükens durch einen vorjährigen Habicht durch eine Nestkamera dokumentiert werden. Außerdem beobachtete K. Günther (pers. Mitt.), wie zwei größere Küken durch eine Silbermöwe gefressen wurden. Ob diese zuvor auch durch die Möwe erbeutet worden waren, ist unbekannt.

4.2. Beringungszahlen

Im Jahr 2018 wurden im Beltringharder Koog sechs adulte sowie 13 junge Austernfischer neu farbberingt (Abbildung 7). Sechs bereits in den Vorjahren beringte Altvögel wurden beim Versuch, einen noch unmarkierten Brutpartner am Nest zu beringen, wiedergefangen. In diesen Fällen wurden die Ringe auf mögliche Beschädigungen kontrolliert und die Gewichte der Vögel bestimmt.

In der Meldorfer Bucht erfolgte jeweils ein gezielter Wiederfang zweier Altvögel am Nest, um die fehlenden Farbringe zu ersetzen.



*Abbildung 7 Junger Austernfischer nach seiner Beringung im Beltringharder Koog 2018.
Foto: D. Cimiotti*

4.3. Lokale Überlebensraten

Für beide Gebiete hatte ein Modell mit konstanter Sichtungswahrscheinlichkeit (p) den geringsten (besten) AICc – Wert (Tabelle 2). Im Falle der Meldorfer Bucht waren beide Modelle mit konstanter Sichtungswahrscheinlichkeit (Φ konstant, Φ 2012 vs. andere Jahre) gleich gut (Delta AICc < 2).

Die lokale Überlebensrate (Φ) wurde auf Basis dieser Modelle mit 92% für den Beltringharder Koog sowie 82% für die Meldorfer Bucht modelliert (Tabelle 3). Unterscheidet man zwischen dem Jahr 2012 und anderen Jahren, ergeben sich für die Meldorfer Bucht lokale Überlebensraten von 72% (2012) und 85% (andere Jahre, Tabelle 3).

Tabelle 2 Vergleich verschiedener Modelle für die Ermittlung der lokalen Überlebensraten und Sichtungswahrscheinlichkeiten der Austernfischer.

Gebiet	Modell	AICc	Delta AICc	AICc-Gewicht	Modellwahrscheinlichkeit	Anzahl Parameter	Devianz
Beltringharder Koog	Phi(.)p(.)	39,3	0,00	0,904	1,00	2	3,6
Beltringharder Koog	Phi(.)p(t)	43,8	4,48	0,096	0,11	4	3,6
Meldorfer Bucht	Phi(2)p(.)	385,0	0,00	0,706	1,00	3	99,8
Meldorfer Bucht	Phi(.)p(.)	386,8	1,78	0,290	0,41	2	103,6
Meldorfer Bucht	Phi(.)p(t)	395,5	10,42	0,004	0,01	9	97,7

Tabelle 3 Modellergebnisse der besten Modelle pro Untersuchungsgebiet.

Gebiet	Modell	Parameter	Schätzwert	SE	unteres 95%-Konfidenzintervall	oberes 95%-Konfidenzintervall
Beltringharder Koog	Phi(.)p(.)	Phi	0,92	0,03	0,83	0,97
Beltringharder Koog	Phi(.)p(.)	p	1,00	0,00	1,00	1,00
Meldorfer Bucht	Phi(2)p(.)	Phi (2012)	0,72	0,06	0,58	0,83
Meldorfer Bucht	Phi(2)p(.)	Phi (andere Jahre)	0,85	0,02	0,79	0,89
Meldorfer Bucht	Phi(2)p(.)	p	0,93	0,02	0,89	0,96
Meldorfer Bucht	Phi(.)p(t)	Phi	0,82	0,02	0,78	0,86
Meldorfer Bucht	Phi(.)p(t)	p	0,93	0,02	0,89	0,96

5. Diskussion

5.1. Reproduktionserfolge

Die Untersuchungen des Jahres 2018 im Beltringharder Koog zeigen in Verbindung mit den Ergebnissen der Vorjahre einen sehr geringen Bruterfolg der Austernfischer in diesem Gebiet, der auch für andere Gebiete an der Festlandsküste von Schleswig-Holstein typisch ist (Cimiotti et al. 2017, Hofeditz et al. 2016). Trotz eines vergleichsweise hohen Schlupferfolgs im Berichtsjahr wurden kaum Jungvögel flügge. Die Ursachen für das Verschwinden der Jungvögel blieben überwiegend unklar.

Ein ähnliches Bild ergab sich auf der dem Beltringharder Koog vorgelagerten Hallig Nordstrandischmoor. Hier erfolgten die Untersuchungen im Jahr 2018 im Rahmen einer Abschlussarbeit (Voß 2018). Nach den Daten von Voß (2018) lag der Schlupferfolg von 32 auf der Hallig untersuchten Austernfischer-Gelegen bei 71%. Insgesamt 208 anwesende Austernfischer-Paare erbrüteten jedoch nur drei flügge Jungvögel (0,01 flügge Junge pro Paare). Der Bruterfolg war damit trotz der Lage der Hallig innerhalb des Wattenmeers geringer als im Beltringharder Koog. Für die Gelegeverluste auf Nordstrandischmoor waren sowohl tagaktive als auch nachtaktive Prädatoren verantwortlich (Voß 2018). Letztere umfassen Säuger, welche unter anderem über den Lorendamm vom Beltringharder Koog aus die Hallig erreichen können (Voß 2018).

Es ist zu vermuten, dass auch Prädation eine Schlüsselrolle beim Verschwinden der Austernfischer-Küken sowohl im Beltringharder Koog als auch auf der Hallig Nordstrandischmoor spielte. Es kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, dass Küken durch Nahrungsmangel oder andere äußere Bedingungen (Stichwort „Hitzesommer 2018“, aber auch vorübergehende Schlechtwetterphasen) umkamen. Weitergehende Untersuchungen zum Schicksal der Küken wären daher sinnvoll, um entsprechende Schutzmaßnahmen ableiten zu können.

Im Beltringharder Koog gingen die nachgewiesenen Fälle von Gelegeprädation beim Austernfischer bisher ausschließlich auf Säuger zurück. Daher kommt hier einem auf Säuger ausgerichteten Prädationsmanagement eine große Bedeutung zu, da ein entsprechender Schlupferfolg die Grundvoraussetzung für das Erreichen eines ausreichenden Bruterfolgs darstellt (in den Niederlanden ca. 0,33 flügge Junge pro Paar nach van de Pol et al. 2010a, 2010b).

In diesem Zusammenhang sind die Versuche positiv zu bewerten, den Zugang für Säuger zum nördlichen Ufer des Arlau-Speicherbeckens zu erschweren. Derartige Zäune bieten selten einen vollständigen Schutz gegen größere Säuger, wie die Prädationsereignisse wenige Tage nach der Installation des Elektrozauns im Osten des Gebietes durch einen Dachs sowie die Erfahrungen des Vorjahres (Cimiotti et al. 2017) zeigten. Im Juni 2018 wurden dann jedoch überwiegend Schlupfereignisse dokumentiert. Die Schutzmaßnahmen mit Elektrozaun sollten weiter optimiert werden (frühzeitiges Aufstellen des Zauns, Vertreiben von Prädatoren aus dem eingezäunten Bereich). Die Integrierte Station Westküste beabsichtigt entsprechende Maßnahmen im Jahr 2019 erneut durchzuführen und – sofern erforderlich – zu optimieren.

5.2. Überlebensraten

Neben den Reproduktionserfolgen kommt insbesondere den Überlebensraten der Austernfischer eine zentrale Bedeutung im Hinblick auf die Populationsdynamik zu. Die im Jahr 2010 durch das Michael-Otto-Institut im NABU begonnene Populationsstudie zielt darauf ab, langfristig ein Populationsmodell für den Austernfischer in Schleswig-Holstein zu erstellen und damit unter anderem den für den Populationserhalt im Land notwendigen Bruterfolg zu bestimmen.

Mit dem vorliegenden Bericht werden – als ein erster Schritt auf dem Weg zu einem Populationsmodell – erstmals lokale Überlebensraten für adulte Austernfischer an der Westküste von Schleswig-Holstein vorgelegt. Verglichen mit publizierten Überlebensraten (Roodbergen et al. 2012) liegt die für den Beltringharder Koog ermittelte lokale Überlebensrate im Bereich der häufigsten Werte zwischen 0,85 und 0,95 (blau schraffierte Linien in Abbildung 8). Gleiches gilt für die Insel Pellworm (unveröff. Daten Michael-Otto-Institut im NABU). Im Gegensatz dazu liegen die Werte für die Meldorfer Bucht im unteren Bereich der publizierten Werte (Abbildung 8). Ohne das Jahr 2012 würde die lokale Überlebensrate für die Meldorfer Bucht im Bereich der unteren schraffierten Linie liegen.

Somit ergibt sich kein einheitliches Bild bezüglich der aktuell in einigen Gebieten gemessenen lokalen Überlebensrate adulter Austernfischer in Schleswig-Holstein. Die Ergebnisse aus der Meldorfer Bucht geben jedoch Anlass zur Sorge im Hinblick auf eine mögliche Abnahme der Überlebensraten. Die Untersuchungen zur Populationsbiologie sollten fortgesetzt und intensiviert werden, um einerseits präzisere Berechnungen der Überlebensraten (bisher noch recht große Konfidenzintervalle) sowie andererseits ein Verfolgen der weiteren Entwicklung der Überlebensraten zu ermöglichen.

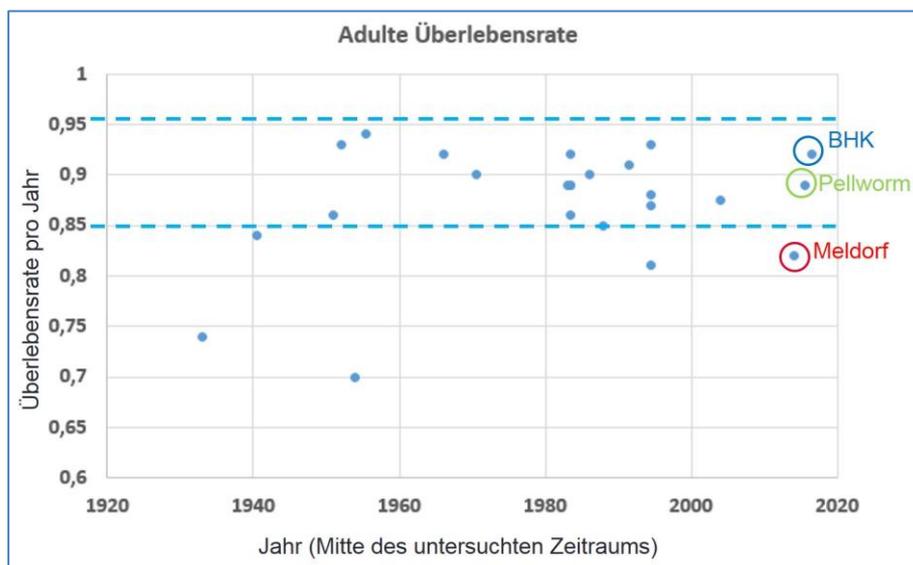


Abbildung 8 Publizierte Überlebensraten von Austernfischern (Daten aus Roodbergen et al. 2012) im Vergleich zu den ersten Berechnungen von lokalen Überlebensraten in drei Gebieten in Schleswig-Holstein (BHK – Beltringharder Koog, Pellworm – Insel Pellworm, Meldorf – Meldorfer Bucht).

6. Literatur

- Burnham, K.P., Anderson, D.R. & K.P. Huyaert (2011): AICc model selection in the ecological and behavioral sciences: some background, observations and comparisons. *Behav Ecol Sociobiol.* 65: 23 – 35.
- Cimiotti, D.V. & H. Hötter (in Druck): Bedeutung Schleswig-Holsteins für globale Brutbestände von Vogelarten. *Corax* 23.
- Cimiotti, D.V., Ave, M., Hoffmann, H., Leyrer, J., Klinner-Hötter, B., Schulz, R., & H. Hötter (2016a). Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein - Untersuchungen 2016 (Endbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins). Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D.V., Hoffmann, M. & H. Hötter (2016b): Consequences of a mass mortality of wintering oystercatchers on a local breeding population. Poster, Annual Conference International Wader Study Group, 9.-12. September 2016, Trabolgan, Irland.
- Cimiotti, D., Hoffmann, M., Leyrer, J., Klinner-Hötter, B. & H. Hötter (2017): Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein. Endbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Ens, B. J., Kersten, M., Brenninkmeijer, A., & J.B. Hulscher (1992). Territory quality, parental effort and reproductive success of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Journal of Animal Ecology*: 703–715.
- Hofeditz, F., Langhans, S., Hoppe, I. & B. Hälterlein (2016): Reif für die Insel - Nachwuchssorgen beim Austernfischer an der Festlandküste des Nationalparks Schleswig-Holstein. Vortrag auf dem 11. Dt. See- und Küstenvogelkolloquium, 18.-20.11.2016, Hamburg.
- Hötter, H., Kastner, F., Klinner-Hötter, B., Schrader, S., & R. Schulz (2010): Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulationen des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein - Untersuchungen 2010. Abschlußbericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H., Jeromin, H., & K. Thomsen (2017): Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein von 1990 bis 2016. Jahresbericht 2017 zur biologischen Vielfalt - Jagd und Artenschutz. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, S. 93-102.
- Klinner-Hötter, B. & Petersen-Andresen, W. (2018): Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog – Ergebnisse aus den Zählgebieten nördlich der Arlau 2018. Unveröffentlichtes Gutachten Integrierte Station Westküste, Schlüttsiel.
- Koffijberg, K., Laursen, K., Hälterlein, B., Reichert, G., Frikke, J., & Soldaat, L. (2015): Trends of Breeding Birds in the Wadden Sea 1991 - 2013 (Wadden Sea Ecosystem no. 35). Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea.
- Koop, B., & Berndt, R. K. (2014). Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 7. Zweiter Brutvogelatlas. Neumünster: Wachholtz Verlag.
- Mayfield, H. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255-261
- Mayfield, H. (1975): Suggestions for calculating nesting success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- Roodbergen, M., B. van der Werf, & H. Hötter (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe - wide decline in meadow birds: Review and meta - analysis. *Journal Ornithol.* 153: 53 – 74.
- Schaub, M. & F. Amann (2001): Saisonale Überlebensraten von Sumpfmehlschnecken *Parus palustris*. *Ornithol. Beobachter* 98: 223-235.

- Thorup, O., & Koffijberg, K. (2016). Breeding success in the Wadden Sea 2009 - 2012. A review. (Ecosystem No. 36). Wilhelmshaven, Germany: Common Wadden Sea Secretariat.
- van de Pol, M., Ens, B.J., Heg, D., Brouwer, L., Krol, J., Maier, M., ... & K. Koffijberg (2010a): Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47: 720–730
- van de Pol, M., Vindenes, Y., Sæther, B.-E., Engen, S., Ens, B.J., Oosterbeek, K. & J.M. Tinbergen (2010b): Effects of climate change and variability on population dynamics in a long-lived shorebird. *Ecology* 91: 1192–1204.
- van de Pol, M., Atkinson, P. W., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Duriez, O., ... Laursen, K. (2014). A global assessment of the conservation status of the nominate subspecies of Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus ostralegus*. *International Wader Studies* 20: 47–61.
- 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.
- Voß, J. (2018): Bedrohte Brutvogelarten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Untersuchungen zu Bruterfolg, beeinflussenden Faktoren und Vorschläge für Schutzmaßnahmen am Beispiel von Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) und Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*) auf der Hallig Nordstrandischmoor. Bachelorarbeit, Universität Oldenburg. 144 S.

7. Danksagung

Unser Dank gilt Dr. B. Ens für die Möglichkeit, an dem übergeordneten Farbberingungsprogramm teilzunehmen. Es wird zudem allen Personen gedankt, die ihre Ablesungen beringter Austernfischer an uns gemeldet haben. Die Untersuchungen im Jahr 2018 wurden durch das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein finanziert.