

Gänsemanagement in Niedersachsen / Untersuchungen zum Umgang mit Gänsen in Niedersachsen

Teilprojekt

Untersuchungen zum Einfluss der Jagd als Störfaktor für Gänsen

(Titel ML: Einfluss der Jagd auf Gänsen und Gänsefraßschäden)

Abschlussbericht 2015-2019

Februar 2020

Gefördert durch Jagdabgabemittel des



Niedersächsisches Ministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz



**Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, ITAW
Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover**

Leitung: Prof. Prof. h. c. Dr. Ursula Siebert

Wiss. Bearbeitung: Dr. Oliver Keuling, Dr. Joseph Schnitzler, Tobias
Schaffeld, Dr. Andreas Ruser



Institut für Vogelforschung, IfV

Leitung Prof. Dr. Franz Bairlein

Wiss. Bearbeitung: Sander Moonen



**Institute for Waterbird and Wetlands Research e.V. Germany,
(IWWR)**

Leitung und wiss. Bearbeitung: Dr. Helmut Kruckenber

Zitiervorschlag:

Bairlein, F., Keuling, O., Kruckenberg, H. Moonen, S., Siebert, U. (2020) Untersuchungen zum Einfluss der Jagd als Störfaktor für Gänse. Abschlussbericht 2015-2019 an das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Institut für Vogelforschung (IfV), Wilhelmshaven; Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW), Hannover; Institute for Waterbird and Wetlands Research e.V. Germany, (IWWR), Verden. 183 S.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
A. Allgemeiner Teil	3
1 Allgemeine Einleitung, Problemstellung, Projektgliederung, Fragestellungen offene Fragen	3
1.1 Untersuchungsschwerpunkt Wintergänse: Untersuchungen zu rastenden Gänsen im Winterhalbjahr	6
1.2 Untersuchungsschwerpunkt Sommergänse (Graugänse): Untersuchungen zu brütenden und übersommernden Gänsen	6
2 Gänsearten und ihre Ökologie	7
2.1 Blässgans <i>Anser albifrons albifrons</i> Scopoli 1969	7
2.1.1 Brutverbreitung	7
2.1.2 Populationsgröße und -entwicklung	7
2.1.3 Zugverhalten und -wege	8
2.2 Weißwangengans (auch Nonnengans) <i>Branat leucopsis</i> Bechstein	10
2.2.1 Verbreitung und Status	10
2.2.2 Winterlebensraum und Nahrungserwerb	11
2.3 Graugans <i>Anser anser</i> L.	13
2.3.1 Verbreitung und Status	13
2.3.2 Wiederansiedlung der Graugans in Niedersachsen	14
2.3.3 Brutverhalten	16
3 Untersuchungsgebiete	17
3.1 Winteruntersuchungen	18
3.1.1 Ems-Dollart-Region (Untersuchungsgebiet TP J1)	18
3.1.2 Nordkehdingen (Untersuchungsgebiete TP J1)	20
3.2 Sommeruntersuchungen (TP J2)	22
3.2.1 Großes Meer (Untersuchungsgebiet TP J2)	22
3.2.2 Dämmerniederung (Untersuchungsgebiet TP J2)	24
3.2.3 Leineau bei Barnten (Zusatzgebiet TP J2)	25
4 Fang, Markierung und Besenderung von Gänsen für wissenschaftliche Zwecke	27
4.1 Angewandte Methoden des Fangs von Wildgänsen zu wissenschaftlichen Zwecken	27
4.1.1 Rastende Gänse	27
4.1.2 Brut- bzw. Mauservögel	30
4.2 Markierung und Besenderung von wilden Gänsen	31
4.3 Sendertechnik	34
4.3.1 Programmierung der Sender	34
4.4 Gefangene und besenderte Gänse im Projekt 2015-2019	35
4.4.1 Blässgans	35
4.4.2 Weißwangengans	36
4.4.3 Graugans	39
4.5 Untersuchung auf AIV	41
5 Faktorenmonitoring: jagdliche Aktivitäten, „Landschaftsfaktoren“ und „potentielle Störreize“	42
5.1 Einleitung	42
5.2 Jagdliche Aktivitäten	43

5.2.1	Material und Methoden.....	43
5.2.2	Protokollierung durch Jäger	43
5.2.3	Aufzeichnung akustischer Ereignisse (Schuss, Knallgeräusch)	44
5.2.4	Jagd Streckendaten auf Jagdbezirkebene	49
5.3	Ergebnisse Faktorenmonitoring	49
5.3.1	Ergebnisse Störungsbeobachtungen Jäger	49
5.3.2	Aufzeichnung akustischer Ereignisse (Schuss, Knallgeräusch)	51
5.3.3	Jagd Streckendaten auf Jagdbezirkebene	53
5.3.4	Diskussion jagdlicher Aktivitäten	57
5.4	„Landschaftsfaktoren“	59
5.4.1	Methoden	59
5.4.2	Ergebnisse	60
5.4.3	A - Statische und potentielle Störreize.....	60
5.4.4	B - Konkret beobachtete Störereignisse	66
5.5	Diskussion.....	73
B.	Wintergänse	76
6	Direktbeobachtungen von Verhaltensänderungen und Fluchtdistanzen.....	76
6.1	Methoden: Direktbeobachtungen von Verhaltensänderungen und Fluchtdistanzen.....	76
6.1.1	Direktbeobachtungen zur Reaktion von Gänsen auf Störungen	76
6.2	Ergebnisse Direktbeobachtungen zur Reaktion von Gänsen auf Störungen.....	77
6.3	Ergebnisse Versuche zu Fluchtdistanzen.....	79
6.4	Diskussion Direktbeobachtungen.....	82
7	Fluchtdistanzen rastender Gänse in der Ems-Dollart-Region als Indikator für jagdliche Störung.....	83
7.1	Einleitung	83
7.2	Untersuchungsgebiet	83
7.3	Methoden	84
7.3.1	Statistische Analyse	85
7.4	Ergebnisse.....	85
7.4.1	Bläss- und Saatgänse.....	86
7.4.2	Weißwangengänse.....	86
7.4.3	Graugänse	87
7.5	Diskussion.....	88
7.5.1	Fluchtdistanzen 2006-2007 und 2015-2019 im Vergleich.....	89
7.5.2	Wirkung von Störungen.....	90
8	Verhalten von Bläss-, Grau- und Weißwangengänsen während unterschiedlicher Jagdzeitenregelung auf die Graugans in Niedersachsen	91
8.1	Einleitung	91
8.2	Methoden	91
8.2.1	Daten	91
8.2.2	Statistische Analysen	92
8.3	Ergebnisse.....	94
8.3.1	Generelle Bewegungsmuster der drei Gänsearten im Winter	94
8.3.2	Verhaltensänderungen von Gänsen im Verlauf des Überwinterungszeitraums	94
8.4	Diskussion.....	101
8.4.1	Graugans	102
8.4.2	Blässgans.....	102
8.4.3	Nonnen- oder Weißwangengans.....	104
8.4.4	Fazit	104

8.4.5	Lenkbarkeit zur Vermeidung von Schäden.....	105
9	Einfluss von Flugverkehr auf Auffliegewahrscheinlichkeiten.....	107
9.1	Einleitung.....	107
9.2	Methoden.....	108
9.3	Ergebnisse.....	109
9.4	Diskussion.....	111
10	Einfluss von Windenergieanlagen auf den Schlafplatzflug.....	112
10.1	Einleitung.....	112
10.2	Methoden.....	113
10.3	Ergebnisse.....	114
10.4	Diskussion.....	115
11	Gemeinsamer Lebensraum: keine negativen Auswirkungen weidender Weißwangengänse auf nistende Wiesenlimikolen.....	117
11.1	Einführung.....	117
11.2	Methoden.....	118
11.2.1	Gebiet und Vogelarten.....	118
11.2.2	Erfassung von Wiesenvogelnestern und Ermittlung von Brut- und Schlupferfolg.....	118
11.2.3	Weißwangengans-Aktivität.....	119
11.2.4	Umweltfaktoren.....	119
11.2.5	Analyse der Nestplatzverteilung und des Nestüberlebens.....	120
11.3	Ergebnisse.....	121
11.3.1	Aktivität der Weißwangengans.....	121
11.3.2	Auswahl des Nistgebiets.....	122
11.3.3	Schlupferfolg.....	123
11.4	Diskussion.....	124
11.4.1	Siedlungsdichte.....	124
11.4.2	Bruterfolg der Wiesenvögel.....	125
C.	Sommergänse.....	127
12	Ermittlung des Brutbestands der Graugans durch Befliegung.....	127
12.1	Untersuchungsgebiet.....	127
12.2	Methoden.....	127
12.3	Ergebnisse.....	128
12.4	Diskussion.....	129
13	Graugänse als Brutvögel am Großen Meer.....	132
13.1	Einleitung.....	132
13.2	Methoden.....	132
13.3	Ergebnisse.....	133
13.3.1	Habitatnutzung.....	134
13.3.2	Anzahl Küken.....	135
13.4	Diskussion.....	136
14	Habitatnutzung der Graugans am Dümmer während der Brutzeit.....	138
14.1	Methoden.....	138
14.2	Ergebnisse.....	139
14.2.1	Regionale Verteilung und Habitatwahl besenderter Gänse am Dümmer.....	139
14.2.2	Habitatnutzung brütender und nichtbrütender Gänse am Dümmer See.....	141
14.2.3	Habitatpräferenz brütender und nichtbrütender Gänse am Dümmer See.....	143
14.3	Diskussion.....	144

15 Demografiestudie erlegter Gänse - Schwingenmonitoring	146
15.1 Methoden Schwingenmonitoring	146
15.2 Ergebnisse Schwingenmonitoring: Demografiestudie erlegter Graugänse	148
15.3 Diskussion Schwingenmonitoring: Demografiestudie erlegter Graugänse	152
16 Ortsbewegungen, Mauserzug und Brutbiologie von Graugänsen in Niedersachsen	153
16.1 Einleitung	153
16.2 Methoden	153
16.3 Ergebnisse.....	154
16.3.1 Regionale Bewegungen und Mauserzug.....	154
16.3.2 Auswertung der Beobachtungen markierter Graugänse (Halsmanschetten).....	156
16.4 Diskussion.....	162
16.4.1 Winterliches Zugverhalten der Graugans	162
16.4.2 Mauserzüge.....	163
Synopsis	165
Danksagung	169
Literatur	170
Anhang	A

Zusammenfassung

Auf Beschluss des niedersächsischen Landtages wurde untersucht, ob es Auswirkungen menschlicher Störungen unter besonderer Berücksichtigung der Jagd, auf Verhalten und Energieverbrauch der verschiedenen Gänse, sowie von landwirtschaftliche Ertragsminderungen („Schäden“) durch Gänse gibt.

Über die Biologie, Verhalten und Zahl der in Niedersachsen brütenden Graugänse war bisher kaum etwas bekannt.

Dazu wurden in vier niedersächsischen Untersuchungsgebieten (Großes Meer, Ems-Dollart-Region, Nordkehdingen, Dümmer) Bläss-, Weißwangens- und Graugänse gefangen, markiert und z.T. mit modernen GPS-Sendern ausgestattet. Um die Raumnutzungsmuster mit potentiell beeinflussenden Faktoren abzugleichen, wurde ein Faktorenmonitoring durchgeführt: Anhand akustischer Geräte (*Noise recorder*), die während der taghellen Stunden Knallgeräusche aufgezeichneten, sowie den auf Revierebene dokumentierten Jagdstrecken, wurde jagdliche Aktivität dokumentiert. Andere Faktoren und potentielle Störreize wurden durch gezielte Kartierungen, Abfragen bei Behörden und durch Direktbeobachtungen während der wöchentlichen Gänsezählungen erfasst.

Des Weiteren wurden 1000 eingesandte Graugansschwinger im Rahmen eines demografischen Screenings untersucht.

Wintergänse (arktische und nordische Gastvögel)

Bei der Bewertung wurde zugrunde gelegt, dass eine veränderte Raumnutzung durch Störungen zu einem erhöhten Energiebedarf führt, weswegen das Auffliegen in dieser Studie einen besonderen Fokus erhielt.

Bei Direktbeobachtungen im Gelände reagierten Grau- und Blässgänse auf anthropogenen Störreize, was die jagdlichen Aktivitäten einschließt, wenig, Auffliegen war selten zu beobachten.

Intensive Messungen von Fluchtdistanzen rastender Gänse im nordwestlichen Ostfriesland waren bei allen drei Arten um bis zu 40% niedriger als 10 Jahre zuvor (Kruckenberg et al. 2008), während der Jagdzeit (d.h. während der Zeit der hauptsächlich jagdlichen Aktivitäten) aber bei allen Arten deutlich erhöht.

Anhand der besenderten Gänse ließen sich saisonale Verhaltensänderungen dokumentieren, die bei Graugänsen und teilweise bei Blässgänsen auch auf jagdliche Einflüsse zurückzuführen sein dürften.

Flugverkehr führt zu deutlichen Störungen, wenn dieser besonders niedrig und standortnah auftritt.

Das Vorhandensein von Windkraftanlagen auf dem Abendflug verlängert die Flugbewegungen der Gänse durch Umwegflüge erheblich.

Die Anwesenheit von Weißwangengänsen zeigte keinen negativen Einfluss auf bodenbrütende Wiesenlimikolen.

Sommergänse (Graugans)

Zählungen aus der Luft zeigen, dass die bisherigen Brutbestandserfassungen der Graugänse die wirklichen Brutbestände unterschätzen. Der Zuwachs der Grauganspopulation in Niedersachsen war in den Jahren seit der Wiederansiedlung groß. Die Art hat ihr Verbreitungsgebiet wiederbesetzt. Die Bestandszunahme verlangsamt sich allerdings, lokal sind beginnende dichteabhängige Mechanismen einer natürlichen Bestandregulation zu erkennen.

Die Habitatnutzung der besenderten Graugänse entsprach den Erwartungen, je nach Bedürfnis (z.B. Sicherheit während Brut und Jungenaufzucht, gesteigerter Energiebedarf etc.) ändern sich die Habitatpräferenzen im Jahresverlauf. Feuchtes Grünland wird bevorzugt genutzt, Ackerland gemieden. Deckungsreiche Habitate werden überwiegend zu Brut und Jungenaufzucht aufgesucht. Die erfolgreichen Brutvögel bewegen sich das ganze Jahr regional kleinräumig, während Nichtbrüter und Graugänse ohne Bruterfolg weite Strecken zu Mauserplätzen ziehen.

Ein Schwingenmonitoring zur Erfassung der Altersstruktur der heimischen Grauganspopulation erwies sich als brauchbares Mittel zur Ermittlung demografischer Daten für Monitoring und Management. Die meisten der Vögel wurden im Spätsommer geschossen. Hier überwogen subadulte Vögel deutlich. In der Gesamtschau stellten 2016-2018 Adulte und Subadulte die größte Gruppe dar.

Alle Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen Reaktions- und Verhaltensmechanismen der Gänse im Hinblick auf anthropogene Störreize. Diese wurden artspezifisch individuell (Sender) als auch kollektiv (Fluchtdistanzen, Verhaltensbeobachtungen) belegt und lassen sich teilweise neben anderen Faktoren auch auf jagdliche Einflüsse zurückführen. Erhöhter Energiebedarf, aber insbesondere Einschränkungen in der Nutzbarkeit der Landschaft sowie Konzentrationseffekte (durch erhöhte Fluchtdistanzen belegt) führen zu Beeinträchtigungen, die wiederum zu lokal erhöhten Ertragsminderungen führen können. Für eine Gesamtbeurteilung der Situation der Gänse in Niedersachsen ist es deshalb unverzichtbar, die Ergebnisse dieser Studie mit den parallel erfolgten Untersuchungen der Staatlichen Vogelschutzwarte („Monitoring von Gänsen in Niedersachsen“) sowie der Landwirtschaftskammer Niedersachsen („Gänseschäden“) zusammenzuführen und zu bewerten.

A. Allgemeiner Teil

1 Allgemeine Einleitung, Problemstellung, Projektgliederung, Fragestellungen offene Fragen

Niedersachsen ist wichtiges Durchzugs- und Überwinterungsgebiet mehrerer in der Arktis brütender Gänsearten, insbesondere von Bläss- *Anser albifrons* und Weißwangengänsen *Branta leucopsis* (auch Nonnengans genannt). Um die Mitte des 20. Jahrhunderts waren die Bestände dieser aufgrund von Verfolgung, insbesondere in den Brutgebieten, und Lebensraumveränderungen so massiv zurückgegangen (Fox & Madsen 2017), dass internationale Schutzmaßnahmen vereinbart wurden (Stroud et al. 2017). Dies waren neben der Einstellung der Jagd in vielen europäischen Ländern die Einrichtung von spezifischen Schutzgebieten für überwinternde Gänse, so auch in Niedersachsen (NLWKN 2011¹). Dies geschah nach Maßgabe der EU Vogelschutzrichtlinie Ende der 1990er Jahre (NMU 2000).

In Folge dieser Schutzmaßnahmen, aber auch klimatischer Faktoren und der Intensivierung der Landwirtschaft haben die Bestände der arktischen Gänse seither europaweit wie auch in Niedersachsen wieder deutlich zugenommen (Ebbinge 1991, van Roomen & Madsen 1992, Stroud et al. 2017, Gerdes 2019, Degen et al. 2009, Umland 2016).

Gänse sind herbivore Arten, die primär auf Grünländern fressen, aber auch auf Agrarsaaten, und so gerade von der Intensivierung der Landwirtschaft mit ihrem hochwertigen Nahrungsangebot profitieren (van Eerden et al. 1996, Abraham et al. 2005, Fox et al. 2005, Fox & Madsen 2017, Fox & Abraham 2017). Gestiegene Anzahlen überwinternder Gänse, begrenzter Raum in Schutzgebieten und das attraktive Nahrungsangebot auf landwirtschaftlichen Flächen führten zu einer deutlichen Zunahme der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen durch weidende Gänse und folglich zu einer Zunahme sog. „Fraßschäden“ auf landwirtschaftlichen Flächen (Montras-Janer et al. 2019) und folglich zu einer zunehmenden Konfliktsituation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. Niedersachsen hat hierauf bereits seit den 1990er Jahren reagiert (Hoffmann 1999, Südbeck & Königstedt 1999) und seitdem verschiedene Vertragsnaturschutzmodelle für Landwirte in den Gänsegebieten angeboten (Degen et al. 2009, Blüml 2019).

Die anhaltende Diskussion um zunehmende Bestände von überwinternden und brütenden Gänsen in Niedersachsen und daraus abgeleitete Schäden in der Landwirtschaft hat nach Änderung der Jagdzeitenverordnung (NMELV 2014) der Niedersächsische Landtag auf Antrag der Fraktion der SPD und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen (Drs. 17/1757, Niedersächsischer Landtag 2014a) und der Beschlussempfehlung des Ausschusses für Umwelt, Energie und Klimaschutz (Drs. 17/2107, Niedersächsischer Landtag 2014b) aufgegriffen und auf seiner 47. Sitzung am 22.10.2014 folgende Entschließung angenommen (Drs.17/2223, Niedersächsischer Landtag 2014c):

Gänsemonitoring und -management in Niedersachsen

Die Verbreitungsschwerpunkte der in Niedersachsen rastenden und überwinternden nordischen Gänsearten liegen im Ems-Dollart-Raum, im Rheiderland, in Butjadingen, an der Unterelbe sowie in der Elbtalau. In diesen Räumen hat das Land gemäß der EU-Vogelschutzrichtlinie (EU-Richtlinie 79/409/EWG) Schutzgebiete ausgewiesen.

Die Bestände der bei uns rastenden und überwinternden nordische Gastvögel - allen voran Saat-, Weißwangengänse- und Blässgänse - haben sich in den vergangenen Jahrzehnten gut erholt. Auch die

¹ https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/naturschutz/natura_2000/euvogelschutzrichtlinie_und_gebiete/euvogelschutzgebiete/die-einzelnen-eu-vogelschutzgebiete-in-niedersachsen-139175.html

Bestände der Graugans haben sich dank des Engagements der Jägerschaft, die diese Art in den 1970er-Jahren in Niedersachsen wieder angesiedelt hat, bei uns verbreitet und sehr positiv entwickelt. Die Graugans kommt in Niedersachsen sowohl als Überwinterungsgast als auch als Brutvogel vor. In den ausgewiesenen Schutzgebieten unterliegen die landwirtschaftliche Nutzung der Flächen sowie die Bejagung der Gänse besonderen Bedingungen, die mit Einschränkungen für die Nutzer verbunden sind. Um einen finanziellen Ausgleich hierfür zu schaffen, hat das Land mithilfe des Vertragsnaturschutzes finanzielle Mittel zur Verfügung gestellt. Dabei erhalten Landwirte für ihre Flächen in Vogelschutzgebieten eine von konkreten Schäden unabhängige Zahlung.

Dennoch gibt es seit Jahren Konflikte zwischen Landwirten, Jägern und Naturschützern um den Schutz der Gänse. Während die eine Seite die Ausweitung der Jagd nicht zuletzt aus Gründen der Schadensminimierung fordert, argumentiert die andere Seite, die Jagd vergrößere die Schäden in der Landwirtschaft, weil die Tiere dadurch ihr Verhalten ändern und sich anders im Raum verteilen. Ergänzend zur Änderung der Jagdzeitenverordnung in Niedersachsen, die insbesondere die Gänsethematik betrifft, soll über die Möglichkeiten des Schadensausgleichs langfristig ein Interessenausgleich erzielt werden, der sowohl den europäischen Schutzanforderungen als auch der landwirtschaftlichen Nutzung gerecht wird.

Der Landtag fordert die Landesregierung daher auf, ein wissenschaftlich fundiertes Gänsemonitoring und -management am Beispiel von Regionen im Nordwesten des Landes zu entwickeln und in diesem Rahmen

- 1. einen Arbeitskreis aus Jägern, Landwirten, Naturschützern und Wissenschaftlern unter Einbeziehung der örtlichen Interessenvertretungen einzurichten, der insbesondere die Untersuchungen der Auswirkungen der Jagd auf Rastvögel und Landwirtschaft intensiv begleitet,*
- 2. die Auswirkungen der Jagd auf das Verhalten der Vögel, insbesondere ihr Fluchtverhalten, ihr Aktivitätsmuster und die Art der Nutzung des Raumes sowie auf die Schäden in der Landwirtschaft hin sind zu untersuchen. Soweit die Datenlage es erfordert, sind vergleichende Untersuchungen zwischen bejagten Gebieten außerhalb von Vogelschutzgebieten und nicht bejagten Gebieten innerhalb von Vogelschutzgebieten vorzunehmen, wie auch vorliegende Daten heranzuziehen. Ebenso sollen die Auswirkungen etwaiger Verhaltensänderungen der Vögel bei Nichtbejagung auf Schäden in der Landwirtschaft mit untersucht werden. Die Untersuchungen sind aus Mitteln der Jagdabgabe zu finanzieren.*
- 3. vorhandene Daten und Voruntersuchungen und bereits laufende Maßnahmen/Projekte zu dem Thema auch aus anderen Bundesländern (z. B. Niedersächsische Elbtalau, Niederrhein) einzubeziehen,*
- 4. Abgrenzungen - aber auch Synergieeffekte - zum Wiesenvogelschutz und die besonderen Anforderungen der Wiesenbrüter an den Lebensraum bei allen Modellen zur Weiterentwicklung des Gänsemanagements zu berücksichtigen,*
- 5. das Ziel zu verfolgen, mit dem Monitoring Erkenntnisse zu vervollständigen, neue Möglichkeiten des Gänsemanagements zu entwickeln und Empfehlungen für das weitere Vorgehen und die künftige Ausgestaltung der Förderprogramme in den betroffenen Regionen Niedersachsens zu erarbeiten. Hierbei müssen die Belange des Naturschutzes hinsichtlich der Populationsentwicklung der geschützten Vogelarten - auch der Wiesenvögel - gewahrt bleiben und Schadensminimierungen für Landwirtschaft, Tourismus, Natur und Landschaft erzielt werden,*
- 6. zu prüfen, ob und gegebenenfalls wie das Rastspitzenmodell, nach dem bisher Fraßschäden auf Ackerflächen innerhalb der zum Schutz der Gänse ausgewiesenen Vogelschutzgebiete ausgeglichen werden, im Rahmen der verfügbaren Haushaltsmittel auch auf Grünlandflächen innerhalb der bisherigen Förderkulisse ausgeweitet werden kann.*

Auf dieser Beschlusslage haben die zuständigen Ressort-Ministerien „Landwirtschaft“ und „Naturschutz“ einen gemeinsamen „Arbeitskreis Gänsemanagement“ aus Jägern, Landwirten, Naturschützern, Wissenschaftlern und örtlichen Vertretern eingerichtet, um auf wissenschaftlicher Grundlage ein Monitoring und Management von Gänsen in Niedersachsen zu entwickeln. Dabei sollten sowohl Schutzmaßnahmen für seltene Arten als auch mögliche Lösungen für Arten, die in ihren Beständen zunehmen und Fraßschäden verursachen, berücksichtigt werden. Des Weiteren soll das niedersächsische Konzept in ein internationales Gänsemanagementkonzept eingebunden entwickelt werden.

Dieser Arbeitskreis „Gänsemanagement“ hat in seiner ersten Sitzung am 26. Januar 2015 die grundsätzlichen Ziele erforderlicher Untersuchungen formulierte, die dann insbesondere in zwei Unterarbeitskreisen vertieft und evaluiert wurden.

Grundlage für die Erarbeitung des niedersächsischen Gänsemanagementkonzeptes sind verschiedene Projekte, die der Arbeitskreis zusammen mit MU und ML auf den Weg gebracht hat. Dazu gehört ein erweitertes Monitoring der Gänserastbestände, um Erkenntnislücken im räumlichen und zeitlichen Auftreten der einzelnen Arten zu schließen. Über die Besenderung von Weißwangengänsen, Bläss- und Graugänsen *Anser anser* sollen ferner detaillierte Ergebnisse zur Raumnutzung dieser Individuen gewonnen werden. Daraus lassen sich dann unter anderem Rückschlüsse auf besonders genutzte landwirtschaftliche Flächen und Kulturen ziehen. Außerdem sind über diese Technik auch Einflüsse von Jagd- und anderen Störereignissen auf das Verhalten der Gänse ermittelbar.

Zudem hat der Arbeitskreis den Untersuchungsauftrag auf „Sommergänse“ erweitert.

Hintergrund dafür ist, dass nach der Wiederansiedlung der in Niedersachsen bereits seit dem Mittelalter weitgehend ausgestorbenen Graugans in den 1980er Jahren die Graugans heute nicht nur wieder nahezu flächendeckend in Niedersachsen verbreitet ist (Bruns 1989, Kruckenberg 2019a), sondern sich die Bestände so gut erholt und zugenommen haben, dass sie lokal ebenfalls zu Konflikten mit der Landwirtschaft oder in Parks und Erholungsgewässern führt.

Neben einer landesweiten Erfassung der Bestände wurden insbesondere für die Graugans weitergehende lokale Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Raumnutzung der Vögel geplant.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Untersuchungen zum Einfluss der Jagd als Störfaktor für Gänse“ wurden im vergangenen Winter und Weißwangengänse sowie im Juni Graugänse an verschiedenen Orten Niedersachsens gefangen und mit Halsringen und Fußringen ausgestattet. Anhand dieser gelben (Graugans) und schwarzen (Blässgans) Halsringe bzw. farbigen, codierten Fußringe (Weißwangengans) sollen Bewegungsmuster und Wanderungen der Gänse innerhalb Niedersachsens und auch drüber hinaus beobachtet werden. Zusätzlich sind ausgewählte Vögel mit hochauflösenden GPS-GPRS-Sendern in weißen Halsbändern (Grau- und Blässgans) bzw. Rucksäcken (Weißwangengans) ausgestattet. Diese Sender übermitteln zeitnah genaue Positionskoordinaten der Gänse, so dass anhand dieser Tiere rund um die Uhr die Bewegungsmuster ermittelt werden können. Hieraus können das Habitatnutzungsverhalten der Gänse, Ursachen für Schadenshäufungen und auch der Einfluss von Störungen –was neben vielen Faktoren auch die Jagd sein kann– auf Bewegungsmuster, Energieverbrauch und evtl. Schäden ermittelt werden.

1.1 Untersuchungsschwerpunkt Wintergänse: Untersuchungen zu rastenden Gänsen im Winterhalbjahr

Einfluss der Jagd auf Wintergäste und Schäden (durchgeführt von IWWR, IfV und ITAW)

- Raum-Zeit-Nutzungsmuster rastender Gänse in zwei Schwerpunktuntersuchungsgebieten mit Hilfe von hochauflösenden GPS-Sendern und ggf. Untersuchung markierter Individuen, Fokus: Bläss- und Weißwangengans
- Raum-zeitliche Analyse der jagdlichen Wirkfaktoren in den Schwerpunktuntersuchungsgebieten sowie landesweite Ableitungen
- Entwicklung von Vorschlägen für Management von Gastvögeln (Lenkung, Schadensminimierung, Nutzung)

Arbeitspakete:

- Raum-Zeit-Muster jagdlicher Aktivitäten (Winter) (ITAW)
- Raum-Zeit-Muster rastender Gänse (Winter) (IWWR, IfV, ITAW)
- Faktorenmonitoring (IWWR, ITAW)
- Ermittlung jagdlicher Aktivitäten in den Untersuchungsgebieten (ITAW)
- Einfluss der Wintergäste auf den Bruterfolg von Wiesenlimikolen (IfV)

1.2 Untersuchungsschwerpunkt Sommergänse (Graugänse): Untersuchungen zu brütenden und übersommernden Gänsen

Einfluss der Jagd auf Brutpopulationen (Zuwachs, Raumnutzung, Schäden; IWWR, IfV und ITAW)

- Demographieuntersuchung brütender Graugänse in den Monitoring-Schwerpunktgebieten Großes Meer und Dümmer mit Raum-Zeit-Analyse von (jungenführenden) Lokavögeln
- Ermittlung jagdlicher Aktivitäten sowie Demographiestudie erlegter Gänse (ITAW)

Arbeitspakete:

- Vergleich verschiedener Monitoringsysteme für Brutpopulationen der Graugans
- Demografiestudie brütender Graugänse in den Monitoring-Schwerpunktgebieten Großes Meer und Dümmer (IWWR, IfV, ITAW)
- Demografiestudie erlegter Gänse (ITAW)
- Ermittlung jagdlicher Aktivitäten in den UG (ITAW)

2 Gänsearten und ihre Ökologie

Hier werden die drei untersuchten Gänsearten in Kurzportraits vorgestellt. Die Kenntnisse der Biologie der drei Arten, insbesondere der ökologischen und anthropogenen Einflussfaktoren helfen dabei, die Ergebnisse der Untersuchungen zu deuten und zu diskutieren.

2.1 Blässgans *Anser albifrons albifrons* Scopoli 1969

2.1.1 Brutverbreitung

Die Blässgans (Abb. 1) ist als Brutvogel in mehreren Unterarten circumpolar verbreitet. Es werden innerhalb ihres Verbreitungsgebiets vier Unterarten getrennt, von denen nur die Nominatform in West- und Mitteleuropa überwintert. Diese Europäischen Blässgänse brüten in der sibirischen Tundra von der Kanin-Halbinsel (44° E) bis hin zur Kolyma-Insel (155° E) (Phillipona 1972). Blässgänse brüten in der Tundra vereinzelt und über große Areale verteilt. Brutbiologische Untersuchungen haben dabei gezeigt, dass die Brutdichten in der Arktis sehr unterschiedlich sind.



Abb. 1 Blässgänse © H. Kruckenberg

Die höchsten Dichten wurden auf Kolguev gefunden (Kondratyev & Zaynagutinova 2008, Mooij et al. 2011, vergl. auch Abb. 2), auf Taimyr hingegen waren die Vorkommen sehr gering (Mooij et al. 2011).

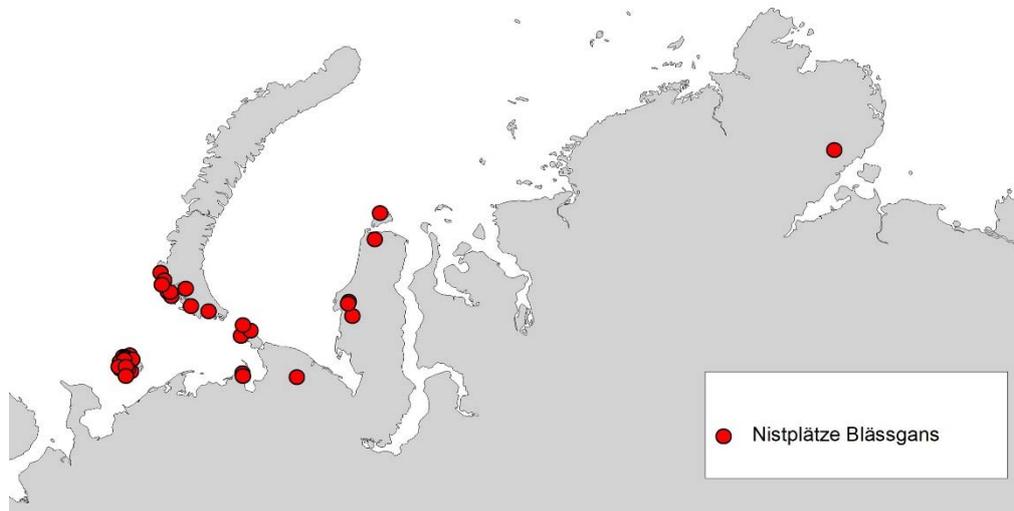


Abb. 2: Nistplätze von im Projekt besenderten Blässgänsen (2016-2018)

2.1.2 Populationsgröße und -entwicklung

Der Bestand der Europäischen Blässgans in den Überwinterungsgebieten zwischen Kasachstan und Südengland wird derzeit auf 1,2-1,5 Mio. Tiere geschätzt (Delany & Scott 2006), von denen in den 1990er Jahren rund 400.000 - 600.000 in Mitteleuropa überwinterten (Rose & Scott 1994, Mooij et al. 1999), für 2000-2005 nehmen Delany & Scott (2002, 2006) rund 1 Mio. Blässgänse im

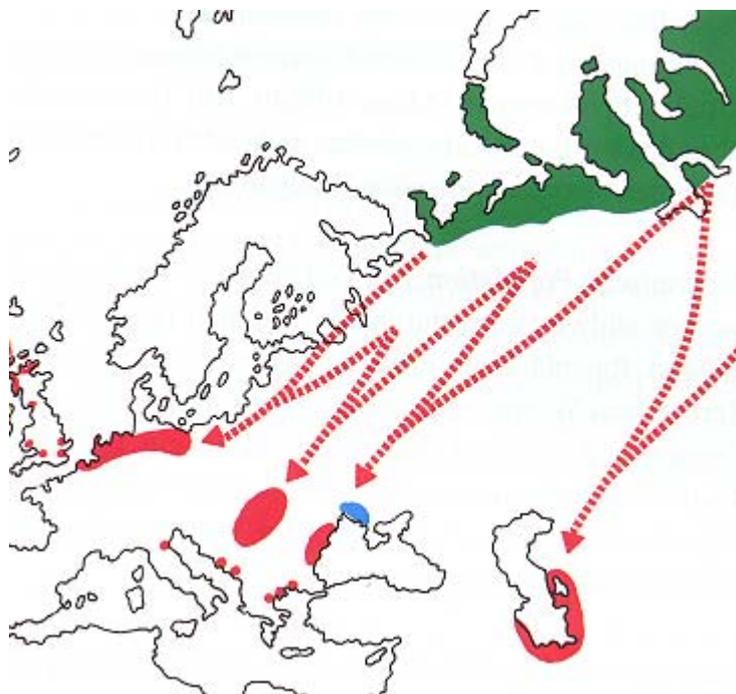
Baltisch-Westeuropäischen Raum an. Seit Mitte der 1990er Jahre ist die Population der Blässgans in der westlichen Paläarktis nicht mehr gewachsen (Jongejans 2014).

In den 1960er Jahren hatte der Bestand der Blässgänse einen historischen Tiefpunkt erreicht. Die insgesamt erfasste Zahl betrug ca. 80.000 Individuen. Schutzmaßnahmen wie eine Einschränkung von Jagdzeiten und politische Veränderungen wie das Ende der stalinistischen Zwangslager (GULAGs) in der Arktis (Nowak 1995) ebneten in den 1970er Jahren den Weg für eine Bestandserholung.

Für den gleichen Zeitraum zeichnet sich in den Brutgebieten keine eindeutige Entwicklung ab (Mooij 1995a, 1996). Während Mineev (1995) eine zwei bis dreifache Zunahme der Brutvogelzahlen für die Russki Zavarot - Halbinsel angibt, berichtet Rochacheva (1992) über einen deutlichen Rückgang der Blässgans als Brutvogel auf Taimyr. Im Vergleich zwischen 1994 und 2006 blieb der Bestand der Blässgans auf der nordrussischen Eismeerinsel Kolguev stabil (Kruckenberg et al. 2008).

2.1.3 Zugverhalten und -wege

Traditionell wurden die in Europa überwinternden Blässgänse in fünf Winterpopulationen unterteilt (Abb. 3, Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Nach neuesten Erkenntnissen von beringten bzw. besenderten Individuen kann aber dieses statische Modell der Winterpopulationen (Leberet 1976) nicht aufrecht gehalten werden. Zwar gibt es Hauptzugrouten, auf denen die Blässgänse nach Europa kommen, und es gibt eine starke individuelle Tradition auf bestimmte Wintergebiete, doch kommt es gelegentlich zu Verlagerungen und Wechseln des Zugwegs, die zumeist über den Austausch auf dem Mauserplatz erfolgen (Kölzsch et al. 2019). Es ergibt sich also kein lineares Zugmodell, wie bei den an den Küsten entlang ziehenden Meeressäugern, sondern eine Art Zugwegnetz (Mooij & Kostin 1997, vergl. auch Abb. 4). So scheinen die Hauptzugwege möglicherweise



durch vielfache Quervernetzungen untereinander verbunden (Mooij et al. 1999). Die meisten der im Westen überwinternden Blässgänse ziehen im Herbst nördlich des Polarkreises und an der die Eismeerküste entlang, um dann an der Kanin-Halbinsel nach Südwesten abzubiegen und beiderseits der Ostseeküste über das Baltikum Richtung Westpolen, Vorpommern und zunehmend auch über Dänemark in die Niederlande und nach Belgien zu ziehen. Ein weiterer wichtiger Zugweg führt zunächst den Ob hinauf und dann südlich des Ural die Wolga entlang Richtung Polen und Brandenburg (Kruckenberg et al. 2007a). Von dort ziehen die Gänse weiter über Niedersachsen nach Westen.

Abb. 3: Zugwegesystem der Blässgans (nach Leberet et al. 1976)

Während der Herbstzug der Blässgänse, die in Niedersachsen besonders wurden, in einem relativ breiten Korridor entlang der Küste des Weißen Meeres und der Ostsee verläuft, stellt sich dies auf

dem Frühjahrszug deutlich anders dar. Auf dem Frühjahrszug nutzen die Blässgänse mehrere Routen, darunter auch den Weg über die nördliche Ukraine und dann bis zum Ural. Andere fliegen die Ostseeroute auf im Frühjahr. Die 2015-2018 in Niedersachsen besenderten Blässgänse nutzen allerdings kaum noch die Route durch das zentrale Russland, die noch Mitte der 2000er Jahre häufig befliegen wurde (vgl. van Wijk et al. 2011). Dies ist durch gravierende Veränderungen in der russischen Landwirtschaft begründet, die durch Flächenaufgabe und Landflucht geprägt und viele ehemals bedeutsame Zwischenrastplätze verbrachen ließ (Grieschenko et al. 2019).

Blässgänse, die am Kaspischen oder dem Schwarzen Meer überwintern ziehen ebenfalls den Ob hinauf, um später eine andere Richtung einzuschlagen. Während mehrmals Individuen festgestellt wurden, die innerhalb eines Winters von den Niederlanden nach Ungarn oder in die nördliche Ukraine zogen, gibt es derartige Nachweise für zwischen westlichem und östlichen Wintergebiet nicht. Auswechslungen kommen aber durchaus vor, z.B. durch eine Umorientierung nach der sommerlichen Mauser (Kölzsch et al. 2019).

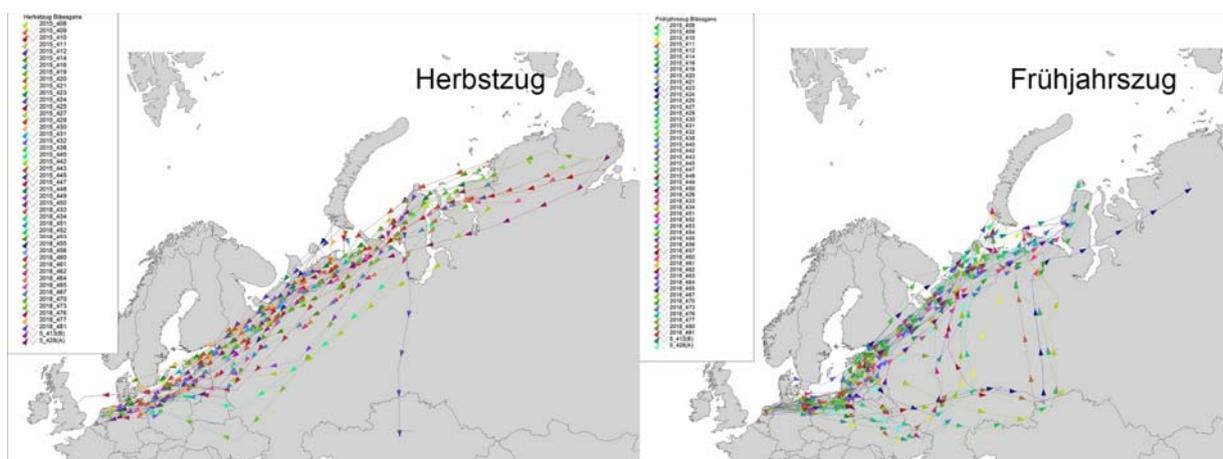


Abb. 4: Herbst- und Frühjahrszugwege in Niedersachsen besendeter Blässgänse (2015/16 und 2017/18 in Kloster Muhde, Leer)

Auf dem Frühjahrszug nehmen die Blässgänse unterschiedliche Routen in die Brutgebiete, wie Besendungen mit Satellitensendern zeigen konnten (Kruckenberg et al. 2007 und Abb. 4), und folgen damit der Vegetationsentwicklung (van Wijk et al. 2011). Langstreckenzug ist auch bei den Blässgänsen durch den Wechsel von kurzen, weiten Flugstrecken und längeren Rastperioden gekennzeichnet (Kruckenberg et al. 2007a) wie dies auch für andere Zugvogelarten gezeigt werden konnte (Jefferies & Drent 2006). Dabei zeigt die Blässgans keine schmalen Zugkorridore. Die Gänse ziehen vielmehr auf recht breiter Front. Gänse aus küstennahen Rastgebieten ziehen die Nord- und Ostseeküsten entlang, während Vögel aus dem Rheingebiet durch das Binnenland fliegen. Von Brandenburg aus ziehen sie weiter nach Ostpolen oder ins Baltikum. Ein Schwerpunkt-rastgebiet ist hierbei das Memeldelta, wo die meisten Gänse längere Zeit verweilen. Von dort ziehen sie durch das Baltikum nach Nordosten oder zunächst direkt östlich nach Weißrussland, um dann später nach Norden zu schwenken. Sie erreichen wenig später die Kanin-Halbinsel. Von dort fliegen sie in ihre Brutgebiete (Kruckenberg et al. 2007).

2.2 Weißwangengans (auch Nonnengans) *Branat leucopsis* Bechstein

2.2.1 Verbreitung und Status

Weltweit ist das Vorkommen der Weißwangengans (Abb. 5) auf die Westpaläarktis beschränkt. Es gibt vier Populationen der Weißwangengans, von denen drei in polaren und eine in der temperaten Region brütet und den Sommer verbringt. Diese polaren Populationen sind geographisch relativ strikt getrennt. Ein Austausch von Individuen wurde allerdings in geringem Umfang auch hier belegt (Black et al. 2007), zwischen der Barentssee- und der Baltischen Population findet ein deutlich häufigerer Individuenaustausch statt.



Abb. 5: Nonnen- oder Weißwangengänse im Portrait und schwimmend © H. Kruckenberg

Es gibt drei große Überwinterungsgebiete dieser Populationen in Westeuropa: die Grönländische Population überwintert in Irland und Westschottland, die Svalbardpopulation in Ostschottland und England, während die Barentssee-Population sowie die Baltische Population in Deutschland und den Niederlanden überwintern.

Die größte Population stellt dabei die **Barents-See-Population** dar. Das Brutgebiet dieser Vögel liegt schwerpunktmäßig auf den Barentsseeinseln Novaya Zemlya und Vaygach (Kalyakin 1995, vergl. auch Abb. 6). In Nordrussland haben die Weißwangengänse ihr Brutgebiet in den letzten Jahren ausgedehnt (Filchagov & Leonovich 1992). Auf Kolguyev brüten heute möglicherweise 40-50 % der Population (Kruckenberg et al. 2008). Daneben existieren aber noch mehrere kleinere Brutkolonien, die von der Kola- bis zur Yugor Halbinsel reichen (Syroechkovsky 1995, Kear 2005). Offenbar hat es hier während der letzten 30 Jahre eine westwärts gerichtete Verlagerung der Brutplätze gegeben. Während sich auf Kolguyev die Weißwangengans erst in den 1980er Jahren als Brutvogel etablierte und heute mehr als 100.000 Brutpaare umfasst, wurden große Kolonien auf Novoya-Zemlya offenbar aufgegeben (Litvin mdl.). 1960/61 betrug die Anzahl der sibirischen Population nur etwa 20.000 Tiere (Boyd 1961). Wetlands International (2006) schätzte den Bestand der russisch-baltischen Population Ende der 1990er Jahre auf ca. 420.000 Ind., 2009 wurde ein Gesamtbestand von ca. 770.000 Ind. angenommen (Fox et al. 2010) und zehn Jahre später auf ca. 1,2 Mio Ind. geschätzt (Fox & Leafloor 2018).

Die Bestandserholung der Weißwangengans ist wesentlich durch kontinuierlich hohe Bruterfolge bedingt, die in der Mehrzahl der Jahre oberhalb der Mortalität von knapp 10 % p.a. liegt (Larson et al. 1998, Black et al. 2007). Eine relativ geringe Mortalitätsrate in Verbindung mit erfolgreichen Brutjahren erklärt den massiven Bestandsanstieg bis 2005. Allerdings sinkt der Bruterfolg seit Mitte der 2000er Jahre stetig, so dass eine Stabilisierung der Population zu erwarten ist.

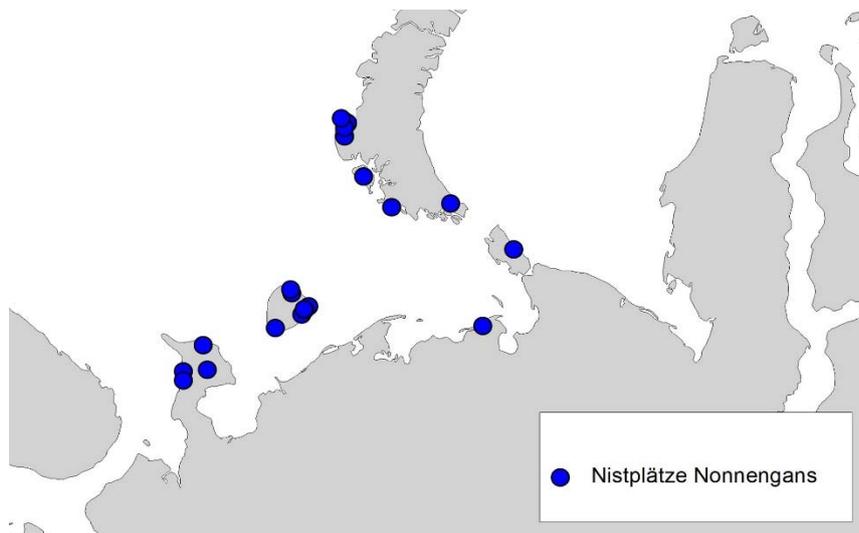


Abb. 6: Brutplätze von im Projekt besenderten Nonnen- oder Weißwangengänsen (2016-2018)

Die **Baltische Population** hingegen entstand erst zu Beginn der 1970er Jahre mit einigen Bruten auf Gotland. Die Population hat sich exponentiell vergrößert und entging dichteabhängigen Regulationsmechanismen bisher durch die stete Neugründung weiterer Koloniestandorte (Black et al. 2007). So finden sich heute Brutvorkommen der Baltischen Population auf Gotland, Öland, in Finnland und den Baltischen Staaten (Larsson et al. 1988, Forslund & Larsson 1991, Leito 1993). Diese baltische Population wurde 1971 erstmals bekannt und dabei soll es sich nach Larson et al. (1988) um die natürliche Ansiedlung sibirischer Vögel handeln. Ebenso können diese aber auch von Jagdopfern herrühren, da bis 1970 die Weißwangengänse auf Gotland stark bejagt wurden (Thelander 1982), oder entwichene Gehegevögel aus dem Stockholmer Stadtpark sein. Die Kolonie auf Laus Holmar (Gotland) ist bis 1997 auf 2137 Brutpaare angestiegen. Mitte der 1990er Jahre wurde der Bestand der baltischen Population auf eine Größe von ca. 13.000 Vögeln geschätzt (Ganter et al. 1999), in 2003 ca. 20.000 Ind. (Black et al. 2007). Feige et al. 2008 geben die folgenden Brutpaarzahlen (BP) für die Baltische Population in 2005 an: Schweden (6000 BP), Estland (113 BP), Dänemark 675 BP (sowie bis zu 3000 Nichtbrüter). Durch das Erstarken der Seeadlerpopulation haben die Weißwangengänse auf Gotland und Öland ab Mitte der 2010er Jahre aber so gut wie keinen Bruterfolg mehr und viele Weibchen werden auf dem Nest erbeutet (Larsson mdl.).

Desweiteren entstanden neue Brutvorkommen (**Nordseepopulation**) in Norwegen (20 BP), Schleswig-Holstein, Niedersachsen, am Unteren Niederrhein (Deutschland 205: 246 BP, Feige et al. 2008) sowie in den Niederlanden (s.u.) und Belgien (>200 BP, Anselm & Vermeersch 2005). Initiiert durch Gehegeflüchtlinge hat sich die Weißwangengans auch in den Niederlanden als Brutvogel etabliert. Ihr Bestand betrug dort 80-300 Paare in 1994 (Bijlsma et al. 2001) bzw. 2000-2500 Paaren in 2002 (van Dijk et al. 2003) und wurde 2005 auf 6000 BP geschätzt (Feige et al. 2008). In Niedersachsen wurde ein Brutvorkommen der Weißwangengans zuerst an der Untereibe festgestellt. Von 1994 bis 1998 war das Vorkommen auf 8 BP angewachsen (Wendt brfl.), ist aber heute erloschen (Ludwig mdl.). Im Landkreis Leer wurden ebenfalls ab spätestens 2002 Bruten an der Ems auf Hatzum Sand festgestellt (Kruckenberg & Hasse 2004). Der niedersächsische Bestand betrug im Jahr 2005 mindestens 8 Paare, 2016 120-130 Paare (Kruckenberg 2019a).

2.2.2 Winterlebensraum und Nahrungserwerb

Die Weißwangengänse verbringen den überwiegenden Teil des Jahres in Westeuropa. Ab Ende September kommen sie in den Wintergebieten der Nordseeküste (und der irischen See) an und

bleiben heute bis Mitte Mai. Bereits Ende Mai erreichen sie ihre arktischen Brutgebiete und bleiben dort bis Anfang September, finden sich in Zwischenrastgebieten während des Septembers.

Während des Winters bevorzugen die Weißwangengänse in der Nordseeregion anfänglich Salzwiesen, wechseln dann mit wachsender Zahl der Ankömmlinge und zunehmend sinkenden Temperaturen auf Wirtschaftsgrünland (und teilweise Ackerflächen), um dann Ende März erneut in die Salzwiesen zu wechseln (Drent 1980). So nutzen sie dort während der wichtigen Zugvorbereitung die qualitativ hochwertige Salzwiesenvegetation (Prins & Ydenberg 1985, Mock 1996, Borbach-Jaene et al. 2001).

In den Salzwiesen fressen sie bevorzugt *Puccinellia maritima*, *Festuca rubra* und *Troglodchin maritima*, im Herbst auch Wurzel vom Weißklee *Tripolium repens* (Kear 2005). Im Wirtschaftsgrünland wird *Lolium perenne* intensiv genutzt. Die Flächenwahl dort ist aber wesentlich durch eine ausgeprägte Nähe zum Schlafgewässer bzw. dem Wattenmeer geprägt, selten legen die Weißwangengänse mehr als 5 km vom Schlafplatz zu den Nahrungsflächen zurück.

Die Weißwangengänse verlassen die Wintergebiete Mitte April bis Mitte Mai. Während die Grönland-Population aus Island Zwischenrast einlegt, zieht die Spitzbergenpopulation über Helgeland (Nordnorwegen) und die Bäreninseln. Die Barentssee-Population hat ihr Frühjahrszugverhalten in den vergangenen 20 Jahren stark verändert (vergl. Abb. 7 und Abb. 8). Traditionell zogen die Gänse Mitte April aus dem Wattenmeer ab und legten Zwischenrast im Baltikum (insbesondere

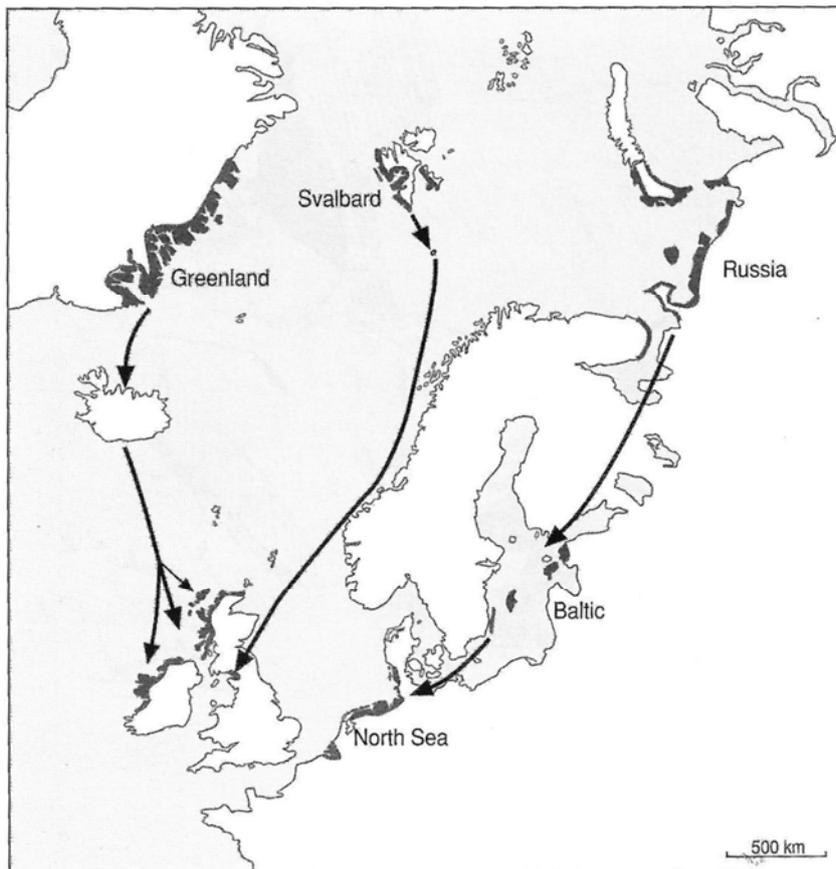


Abb. 7: Zugrouten der drei Weißwangenganspopulationen (aus Rutschke 1987)

Gotland) ein. Bedingt durch die Brutansiedlungen hier und die Bestandszunahme generell ist die Tragkapazität dieses Zwischenrastgebietes heute aber erschöpft. In der Konsequenz verbleibt ein wachsender Teil der russischen Population heute bis Mitte Mai im Wattenmeer, um zusätzliche Energiereserven anzusammeln und dann nonstop bis an das Weiße Meer/die Kamin-Halbinsel zu fliegen (Eichhorn 2008). Dies und zunehmend die Folgen des Klimawandels zeigen Wirkungen auf das Zugeschehen und die Brutbiologie dieser Art (Lameris et al. 2017, 2018).

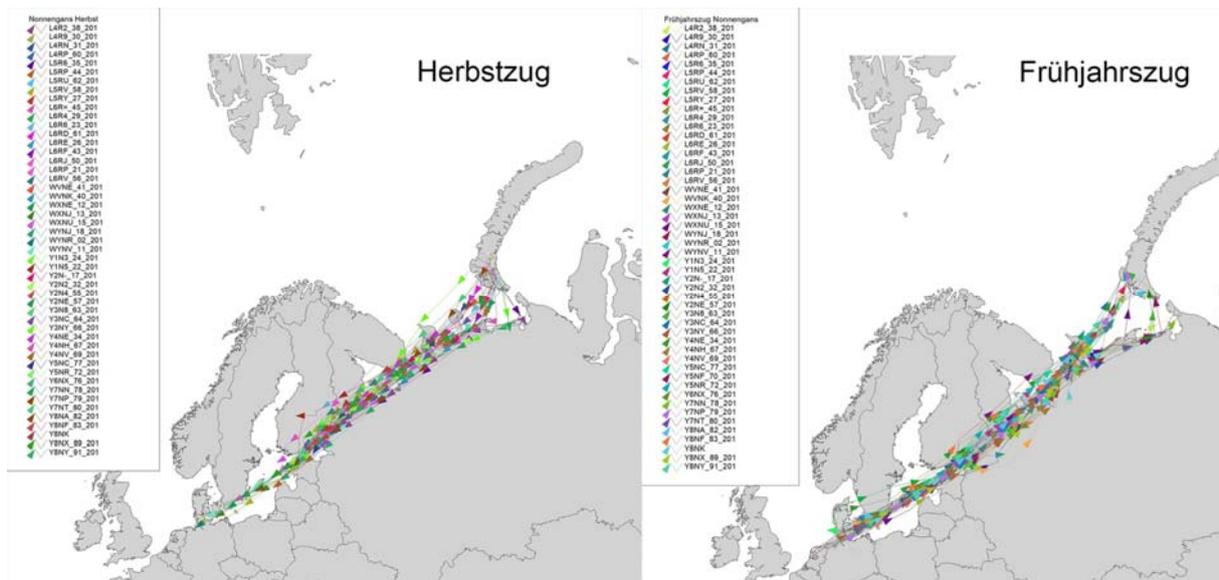


Abb. 8: Herbst- und Frühjahrszugwege von an der Unterelbe besendeter Weißwangengänse (2015-2018)

Die in Nordkehdingen besenderten Weißwangengänse kommen im Herbst auf einem küstennahen, relativ direkten Weg aus den Brutgebieten nach Niedersachsen. Diese Route unterscheidet sich kaum von der, die sie auch auf dem Frühjahrszug zurück in die Brutgebiete nehmen. Die Brutplätze der Weißwangengänse liegen auf Kanin, Kolguev und Novoya Zemlja (vergl. Abb. 8).

2.3 Graugans *Anser anser* L.

2.3.1 Verbreitung und Status

Die Graugans (Abb. 9) ist die einzige heimische Gänseart, die auch in Norddeutschland brütet. Ihre Brutgebiete reichen von den Niederlanden bis nach Westpolen, das Baltikum, Südschweden und die Tschechische Republik. In Norwegen und Schottland brütet die Graugans an der Nordseeküste bis hoch in den Norden (Rutschke 1997). Weiterhin gibt es viele kleine Brutplätze in Südengland, Süddeutschland, Österreich bis nach Griechenland. Das Gesamtverbreitungsgebiet reicht von Island bis in die Mongolei (Hudec & Rooth 1970). Graugänse brüten in Europa bis ins westliche Asien bis zum 62. Grad nördl. Breite. Im östlichen Asien liegen die Brutgebiete weiter südlich (52° nördl. Breite) (Hudec & Rooth 1970). Bis Ende des 18. Jahrhunderts war sie in Europa weit verbreitet, ging dann aber dramatisch zurück (Persson-Kampe 2002).



Abb. 9 Graugansfamilie mit kleinen Gösseln © H. Kruckenberg

Aus dem Westen und dem Zentrum ihres ehemals großen Verbreitungsgebietes war die westeuropäische Grauganspopulation Ende des 19. Jhdts. weitgehend verschwunden. Brutvorkommen blieben in Nordnorwegen sowie in einigen Teilen Ostdeutschlands erhalten, von wo sich die Arten zunehmend seit den 1980er Jahren wieder ausbreitet. Zu Beginn der Siebzigerjahre wurde der Bestand der Graugänse in Nordwesteuropa mit ca. 30.000 Vögeln angenommen (Rooth 1971, Bernis & Valverde 1972). Seit Mitte der 1970er Jahre ist ein starker Anstieg zu verzeichnen Für

Nordwesteuropa geht man Mitte der 1990er Jahre von ca. 200.000 Graugänsen aus (Madsen et al. 1999). Wegen der Schwierigkeiten bei synchronen Erfassungen der Graugansbestände lag die Zahl möglicherweise damals bereits über diesem Wert (Nilsson et al. 1999). 2005 wurde die nordwesteuropäische Population auf ca. 500.000 Ind. geschätzt (Wetlands International 2006).

Dabei lässt sich die nordwesteuropäische Population in mindestens zwei Subpopulationen trennen: eine norwegische Population (Nordnorwegen und Finnmark) und die Ostseepopulation (Schweden, Dänemark, Ostdeutschland). Während die norwegische Subpopulation bereits Ende August in den Niederlanden eintrifft, um von hier aus über Frankreich auf die Iberische Halbinsel und Nordafrika zu ziehen, sammeln sich die Ostsee-Graugänse zunächst in Südschweden, Dänemark und Ostdeutschland und treten von hier aus den Zug nach Südwesten an. Die wichtigsten Rastgebiete befinden sich in Spanien, zunehmend überwintern aber auch die Graugänse in den Niederlanden (Nilsson & Persson 1991, 1993, Persson 1994). Der Durchzug der einzelnen Grauganspopulationen lässt sich anhand von markierten Vögeln eindeutig auch in Niedersachsen nachweisen (Voslamber 1993, Abb. 13).

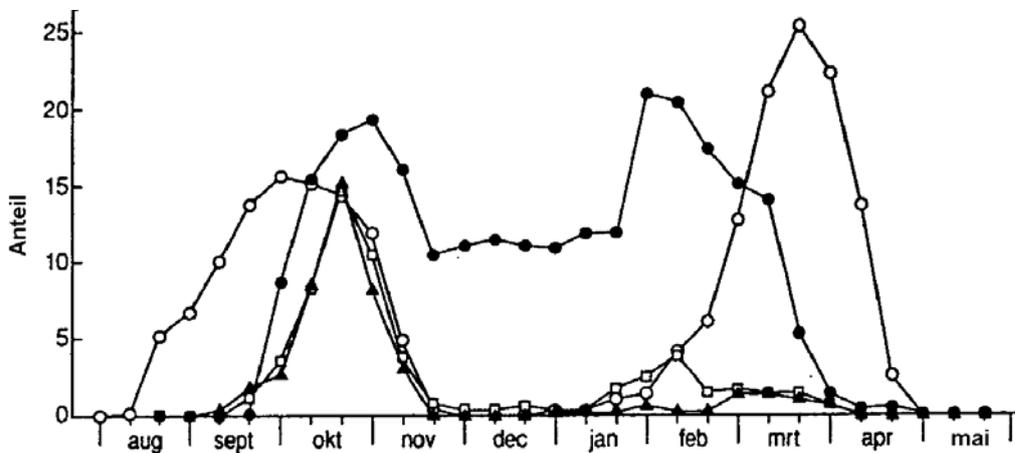


Abb. 13: Durchzug verschiedener Grauganspopulationen am Dollart (aus Voslamber 1993, verändert)

● = Mittelschweden, ○ = Nordnorwegen, □ = Südschweden (Skåne), ▲ = Ostdeutschland.

2.3.2 Wiederansiedlung der Graugans in Niedersachsen

Durch Verfolgung und Habitatzerstörung hatte der Brutbestand der Graugans in Niedersachsen bereits ab dem 18. Jahrhundert abgenommen. In der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts gab es nur noch wenige Brutplätze (Berndt 1985). So gab es in Braunschweig-Riddagshausen Ende des 19. Jahrhunderts noch 1-2 Brutpaare (Blasius 1886, 1887). Bis 1896 brütete dort noch ein Paar (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Um 1900 trat die Art noch am Dahlemer See nordwestlich von Berderkesa auf (Südbeck & Wendt 1998). Von etwa 1900 an bis 1948 war die Graugans in Niedersachsen ausgestorben (Ringleben 1968, Hummel 1978), doch erschienen nach rund 50jähriger Abwesenheit als Brutvogel einzelne Brutpaare in Niedersachsen schon in der Nachkriegszeit aufgrund des nachlassenden Jagddrucks. Um 1950 wurden Brutvorkommen an den Reinsdorfer Grubenteichen bei Helmstedt festgestellt (Ringleben 1985), vom Penkefitzer See bei Dannenberg berichtete Plinz (1985) von Brutten in den 1950er Jahren, die ab 1964 aber erloschen waren. Weitere Nachweise älterer Graugansbrutvorkommen finden sich bei Bauer & Glutz von Blotzheim (1968). Bruns (1989; mit Hinweis auf Berndt 1985, Heckenroth 1985) berichtet von Brutten Anfang der 1960er Jahre zwischen Weser- und Elbemündung, doch war diese natürliche Einwanderung nicht

dauerhaft erfolgreich (Berndt & Frantzen 1967). Einzig an der Mittelelbe überlebte ein kleiner Brutbestand (Berndt 1985), ebenso im angrenzenden Mecklenburg und Schleswig-Holstein (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Ab Anfang der 1950er Jahre dann wurden in Europa Graugänse ausgewildert (Persson-Kampe 2002). Da eine natürliche Wiederbesiedlung Niedersachsens als gescheitert angesehen wurde, nahmen Anfang der 1960er Jahre Braunschweiger Gänsefreunde Kontakt mit Konrad Lorenz auf, der 1964 die ersten Brutpaare zur Verfügung stellte (Hegewald 2002). 1966 wurde die erste erfolgreiche Brut festgestellt (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Im Jahr 1968 umfasste die Grauganspopulation in Braunschweig-Riddagshausen 30 bis 35 Vögel (Berndt & Frantzen 1968), von denen mindestens 3 Paare brüteten (Bruns 1989). F. O. Bode bürgerte 1962 Graugänse am Dümmer aus (Bruns 1982) und „schenkte“ sie später dem Land als die ersten Schadensforderungen gestellt wurden (Bruns & Vauk 1985). Der Bestand wuchs bis 1981 auf 92 Brutpaare (Nester) an. Mitte der 1980er Jahre brüteten am Dümmer 50-100 Paare der Art (Bruns 1985). Um die Grauganspopulation am Dümmer zu verringern, wurden dort 1975 und von 1980-1982 Gänsefamilien eingefangen und an andere Gewässer Niedersachsens verbracht (Bruns 1989). Dies war Teil und Beginn eines Projekts zur landesweiten Ansiedlung der Graugans, getragen von der Landesjägerschaft mit Unterstützung des Niedersächsischen Landwirtschaftsministeriums, während die Staatliche Vogelschutzwarte (Fachbehörde für Naturschutz) Vorbehalte äußerte (H. Heckenroth, pers. Mitt.).

Während 1970 nur 13 Brutten landesweit bekannt waren, wurde der landesweite Bestand 1975 bereits auf 67-77 BP geschätzt (Südbeck & Wendt 1998). Vor allem durch die Umsiedlungen hatten sich Mitte der 1980er Jahre bereits 20 örtliche Brutpopulationen gebildet (Bruns 1989). Neben Braunschweig-Riddagshausen und dem Dümmer waren dies der Entenfang Boye bei Celle (Bruns & Vauk 1984), die Meißendorfer Teiche, 1971 die Region Hannover (Annateich, Löns-Park, Leineau; Wendt 2006), das Steinhuder Meer, Bederkesa (Tielking & Schiwer 2016), Adenstedt, Leiferde, Großes Meer und die Elbniederung in Nachbarschaft zu den autochthonen Vorkommen Mecklenburg-Vorpommerns. Als nicht erfolgreich bezeichnet Bruns (1989) die Aussetzungen in Walkenried, Bassum und Uslar. Der landesweite Bestand wurde auf 250-300 Brutpaare geschätzt. Nach Bruns (1989) geht die Mehrzahl der niedersächsischen Graugänse auf die Wiederansiedlungen in Braunschweig-Riddagshausen und am Dümmer zurück. Eine konsequente wissenschaftliche Begleitung der Freisetzungen mit umfassender Dokumentation, Beringung und/oder genetischen Analysen gibt es allerdings nicht, die dies belegen oder widerlegen könnten. Hinzu kommen wahrscheinlich Auswilderungen aus privaten Gehegen über den gesamten Zeitraum hinweg (Kampe-Persson 2002, eig. Beob.). Eine natürliche Ansiedlung von Wildvögeln kann insbesondere an der Grenze zu den Reliktorkommen an der Elbe oder aus Schleswig-Holstein angenommen werden. Nicht zuletzt dürften als Folge der Verordnungen zur Stallpflicht 2006 weitere Gehege- und Freigehege-Gehege in Freiheit gekommen sein, deren Halter nicht über die Möglichkeit einer dauerhaften Stallhaltung verfügten (Kolbe, pers. Mitt., eig. Beob.).

1980 war der Brutbestand in Niedersachsen nur etwa 100 BP groß. Trotz des im Grunde kleinen Bestandes wurden bereits 1981 für die Graugans Jagdzeiten festgelegt, um Schäden in der Landwirtschaft zu vermeiden (Vauk & Bruns 1988), mit denen allerdings das nachfolgende Bestandswachstum nicht gesteuert werden konnte. 1985 taxierten Heckenroth & Laske (1997) den landesweiten Bestand bereits auf 230-460 BP. Eine landesweite Graugans-Erfassung ergab 1998 einen Bestand von 800-1.100 Paaren (Südbeck & Wendt 1998), 2005 wurde er auf 2.400 Paare geschätzt (Krüger & Oltmanns 2007). Der Bestand in Niedersachsen umfasste nach Ergebnissen der Adebar-Kartierungen 2005- 2008 etwa 4.500 Paare (Krüger et al. 2014), was rund 7 % der in Deutschland brütenden Graugänse (Gedeon et al. 2012) entsprach. Der niedersächsische Brutbestand der Graugans 2016 in Niedersachsen auf 15.000-18.500 Paare taxiert (Kruckenberg 2019a).

2.3.3 Brutverhalten

Die Brutgebiete aller Graugänse liegen in den gemäßigten oder temperaten Breiten, in wenigen Gebieten können auch subarktische Bereiche besiedelt werden. Zwischen dem 3. und 4. Lebensjahr bilden Graugänse recht stabile Paarbeziehungen aus, es kann aber bereits mit 2-3 Jahren erstmals eine Brut versucht werden; Der Paarzusammenhalt bleibt das ganze Jahr bestehen (umfassende Informationen zum Brutverhalten der Graugänse bei Lorenz 1979).

Graugänse brüten in Feuchtgebieten in der Nähe von Seen oder Flüssen. In einigen Ländern werden zudem Inseln vor der Küste gerne als Brutplätze genutzt. Insgesamt wird eine große Vielfalt von Habitaten und Nistplätzen genutzt. Die Nester werden dabei in hoher Vegetation angelegt. Für die westeuropäische Graugans ist bekannt, dass ihre Brutbestände stark von der Zahl prädativ sicherer Brutplätze abhängen (Kristiansen 1998). So sind in Niedersachsen dort große Brutvorkommen der Graugans zu finden, wo ausgedehnte Riedflächen und Verlandungsflächen (Bruns 1989) oder Inseln einen sicheren Brutplatz bieten (Kruckenberg 2019). Zum Teil kommt es hier zu fast kolonieartigem Brüten (Bruns 1989). In Schleswig-Holstein brüten die Graugänse zudem in nassen Bruchwäldern, seltener auch in alten Greifvogelhorsten (Koop 1999) oder auf Mooren (Hauff & Illmann 1999). In anderen Gebieten wird sogar von Baumbruten der Graugans berichtet (Rutschke 1988, Kleefstra & Bles 2000). Bevorzugt werden Gebiete mit angrenzenden Nahrungsflächen, jedoch werden auch Wanderungen bis zu zwei Kilometer Entfernung durchgeführt (Koop 1999).

Der Legebeginn der Graugänse ist je nach Breitengrad zeitlich differenziert. In Zentraleuropa werden die Eier Ende April bis Anfang Mai gelegt, in England bereits Ende März bis Anfang April (Kear 2005). Die Gelegegröße liegt im Durchschnitt bei 4-6 Eiern. Während die Nester können in quasi kolonieartiger Dichte liegen, wenn ein Brutplatz besonders geeignet ist (Kristiansen 1997). Nach 27-28 Tagen schlüpfen alle Küken gleichzeitig. Die Altvögel führen die Küken oftmals gemeinsam. 10-20 Tage nach dem Schlupf der Küken beginnen die Altvögel mit der Mauser. Nach 50-60 Tagen sind die Jungen flügge, so dass sie gemeinsam mit den Altvögeln flugfähig sind. Die Familien halten in den darauffolgenden Winter zusammen (Kear 2005). Eine umfassende Darstellung der Brutbiologie der Graugans findet sich bei Hudec & Rooth (1970).

3 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete befinden sich alle im Bundesland Niedersachsen. Angrenzende Gebiete wurden für Raumnutzungsdaten und Schwingenmonitoring genutzt (z.B. Niederlande, Nordrhein-Westfalen). Innerhalb Niedersachsens wurden einige Schwerpunktregionen bearbeitet:

Das Untersuchungsdesign der Studie war zweiteilig. Einerseits sollte der Einfluss der Jagd auf das Raumnutzungsverhalten der winterlichen überwiegend arktischen Gänse untersucht werden. Andererseits sollte zudem dem Verhalten der in Niedersachsen heimischen Graugänse Beachtung geschenkt werden. Das Vorkommen der jeweiligen Arten in Niedersachsen sowie die Untersuchungsmöglichkeiten sind sehr unterschiedlich. Daher wurde die Untersuchungen zu den einzelnen Arten in verschiedenen Landesteilen durchgeführt (Abb. 14).

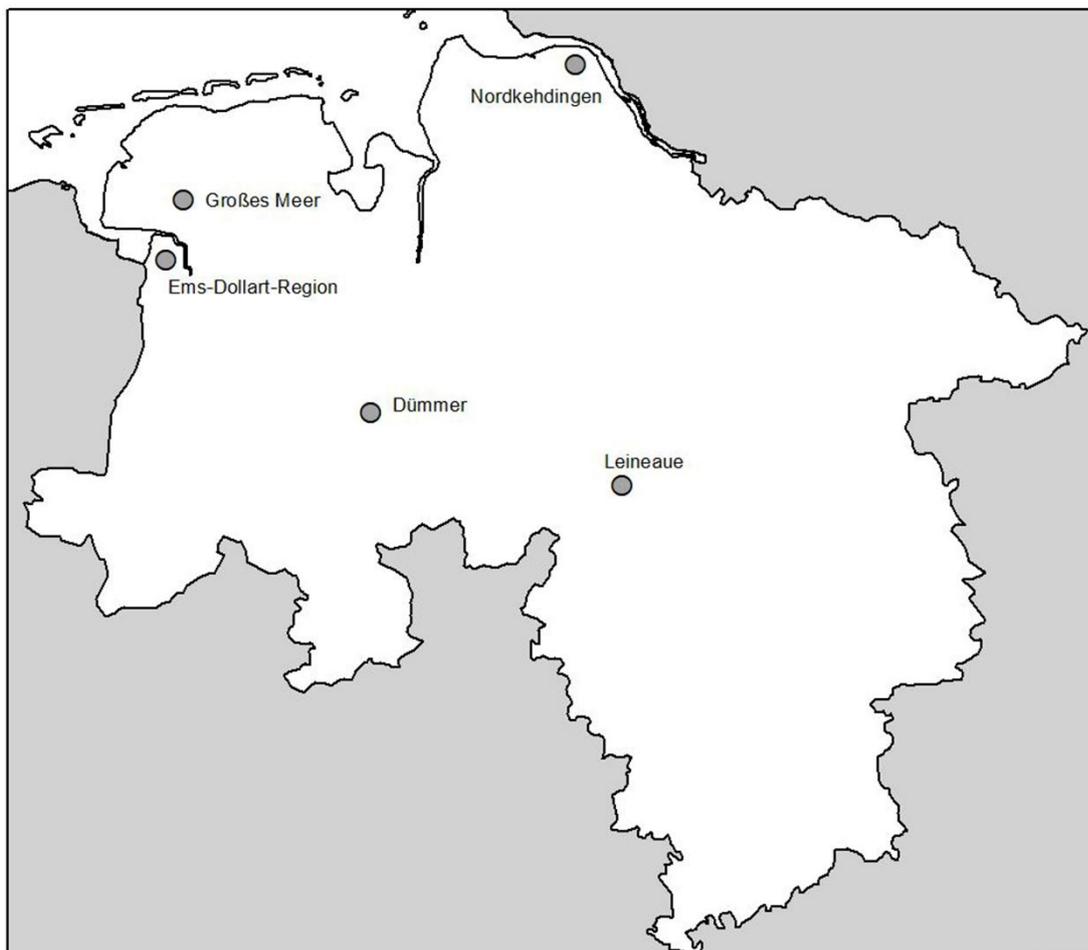


Abb. 14: Lage der Untersuchungsgebiete in Niedersachsen

Für die Durchführung des Teilprojektes „Auswirkungen Einfluss der Jagd auf Wintergäste und Schäden“ (TP_J1) wurden zwei Gebiete ausgesucht, die einerseits viele rastende Gänse (v.a. Bläss- und Weißwangengans) aufweisen sollten, sowohl Grünland- als auch Ackerlandnutzung zeigen, aufgrund ihrer Struktur mehrere bzw. alle zu untersuchenden jagdlichen Muster beinhalten sollten. Zudem soll aus dem bisherigen Monitoring der VSW (Staatliche Vogelschutzwarte Niedersachsen) ein ausreichend großer Vergleichsdatenbestand vorhanden sein. Aus diesem Grund wurden die Gänserregionen „Ems-Dollart“ und „Untere Elbe / Nordkehdingen“ ausgewählt.

- * Ems-Dollart Region (Landkreis Leer), TP_J1, Raumnutzung Schwerpunkt Blässgans
- * Nordkehdingen (Landkreis Stade), TP_J1, Raumnutzung Schwerpunkt Weißwangengans

In den folgenden beiden Untersuchungsgebieten wurde die Graugans, nachdem diese im späten Mittelalter ausgestorben war, in den frühen 1980er Jahren wieder angesiedelt. In beiden Gebieten hat sich die Art in ihrem Bestand sehr positiv entwickelt und es gibt für entsprechende Untersuchungen eine ausreichende Zahl an Brutvögeln.

- * Großes Meer (Landkreis Aurich), TP_J2, Raumnutzung + Demografie Graugans
- * Region Dümmer (Landkreise Diepholz u. Vechta), TP_J2, Raumnutzung + Demografie Graugans
- * Leineau bei Barnten (Landkreis Hildesheim), TP_J2, Raumnutzung Graugans

Für die Untersuchungen zur Demografie erlegter Graugänse (Schwingenmonitoring) wurde landesweit zur Einsendung von Schwingen aufgerufen.

Die Untersuchungsgebiete sollen hier vorgestellt werden.

3.1 Winteruntersuchungen

3.1.1 Ems-Dollart-Region (Untersuchungsgebiet TP J1)

Wildgänse prägten als winterliche Gastvogelarten seit jeher die Region im nordwestlichen Ostfriesland (Straiting & Venema 1855, Leege 1905, Gerdes 2004, Borbach-Jaene et al. 2002, Kruckenberg 2014). Die Region ist, bedingt durch die geografische Lage und ihren Reichtum an Seen bzw. flachen Meeresbuchten, ein attraktives Rastgebiet für nordische und arktische Wildgänse. Das Hauptvorkommen findet sich dabei im Rheiderland sowie in den an den Dollart angrenzenden Gebieten (Gerdes 1994, 2000, Kruckenberg et al. 1996, Borbach-Jaene et al. 2001). Die hohe Bedeutung für eine große Zahl von Zugvogelarten der ostfriesischen Niederungen und des Emsästuars ist schon für einen langen Zeitraum belegt (Straiting & Venema 1855, Manshold 1909, Harrison 1952, 1954, Atkinson-Willes 1968). Die Ems-Dollart-Region bildet mit dem Dollart als zentralen Schlafplatz des nordwestlichen Ostfrieslands einen der wichtigsten Rastplätze für nordische und arktische Gänse und viele andere Zugvogelarten in Niedersachsen. Das traditionelle Zentrum der Gänserast bildet das Rheiderland (V06, Natura 2000-Code DE2709-401) sowie die Emsmarschen östlich der Ems (V10 „Emsmarschen zwischen Emden und Leer“, Natura2000-Code DE2609-401) und das Dollartvorland als Teil des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer (V01, Natura2000-Code DE2210-401, Heath & Evans 2000) nebst angrenzender Bereiche. Der Dollart und seine Salzwiesen sind seit 1976 als Ramsargebiet entsprechend der gleichnamigen Konvention von 1971 als geschütztes Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung ausgewiesen. Die Gänseregionen in Ostfriesland stehen durch Individuenaustausch untereinander in Kontakt (Kruckenberg 2004). Als zentralen Schlafplatz nutzen die Gänse die Wattbereiche des Dollart. Von hier fliegen sie morgens in die Nahrungsgebiete ein. Der Einzugsbereich des Dollart reicht weit über den Gänserastplatz Ems-Dollart hinaus (vgl. Gerdes 2000, Kruckenberg 2004). Während die Weißwangengänse schlafplatznah weiden, fliegen Bläss-, Grau- und Saatgänse z.T. erhebliche Strecken zur Nahrungssuche. So fliegen die Gänse allmorgendlich vom Schlafplatz auf den Dollart- oder Emswatten Nahrungsflächen in der Krummhörn (V04), der Fehntjer-Tief- Niederung (V07), der Leda-Jümme-Niederung, in weiteren Bereichen in Moormerland und Westoverledingen und nach Westen in den Poldern des niederländischen Rheiderlandes an. Die Abgrenzung der Gänse-region ist seit Beginn der 1970er Jahren annähernd gleich (vgl. Gerdes et al. 1978, Gerdes & Reepmeyer 1983, Gerdes 1994, 2000). Die (deutsche Seite der) Gänse-region „Ems-Dollart“ umfasst die Emsniederung bis in das nördliche Emsland und die Niederungen der Nebenflüsse Flumm-Fehntjer-

Tief, Leda und Jümme (Gerdes & Reepmeyer 1982, Gerdes 1994, 2000, 2019) und reicht also weit über die Grenzen der Vogelschutzgebiete hinaus (Kruckenberg 2012, 2013). Nach einem starken Bedeutungsrückgang insbesondere in der Leda-Jümme-Niederung (Gerdes 2000) nimmt deren Bedeutung heute nach verschiedenen Naturschutzmaßnahmen offenkundig wieder zu (Wendeburg & Reichert 2012, Kruckenberg 2014). Die exakten Grenzen variieren abhängig von der Gänserastzahl, dem Nahrungsangebot und den Witterungsverhältnissen.

Das gesamte Einzugsgebiet des Dollart als zentralem Schlafplatz reicht von Groningen im Westen bis zum Großen Meer bzw. im Osten bis in das Ammerland, vom nördlichen Emsland im Süden bis weit hinauf in die Krummhörn im Norden. Daneben gibt es im Gebiet noch weitere, z.T. temporäre Schlafplätze beispielsweise auf der Ems, dem Holtgaster und Wymeerer See (Rheiderland), den Emsarm bei Hatzum Sand, das Naturschutzgebiet (NSG) Bansmeer im Riepster Hamrigh, das NSG Sandwater und Boekzeteler Meer im Fehntjer Tief (Kruckenberg 2015), den Holter Hamrigh (bei Potshausen) im Leda-Jümme-Gebiet (Kruckenberg 2012, 2013, 2014), die Esterweger Dose (Landkreis Cloppenburg / Emsland), den Polder Vreschen-Bokel bei Apen oder der Tunxdorfer Schleife bei Papenburg.

Die landwirtschaftliche Nutzung im Gebiet unterscheidet sich stark: während im Niederrheiderland (V06, Gemeinde Jemgum) Grünlandwirtschaft betrieben wird, dominiert in angrenzenden Polderbereichen Ackerbau (Abb. 15). Aufgrund ihrer Entstehungsgeschichte liegen die Polder zumeist auf oder über dem Meeresspiegel, während das Niederrheiderland und die Emsmarsch unter dem Meeresspiegel liegen. An seiner tiefgelegensten Stelle liegt das Niederrheiderland -2,5 m u.NN.

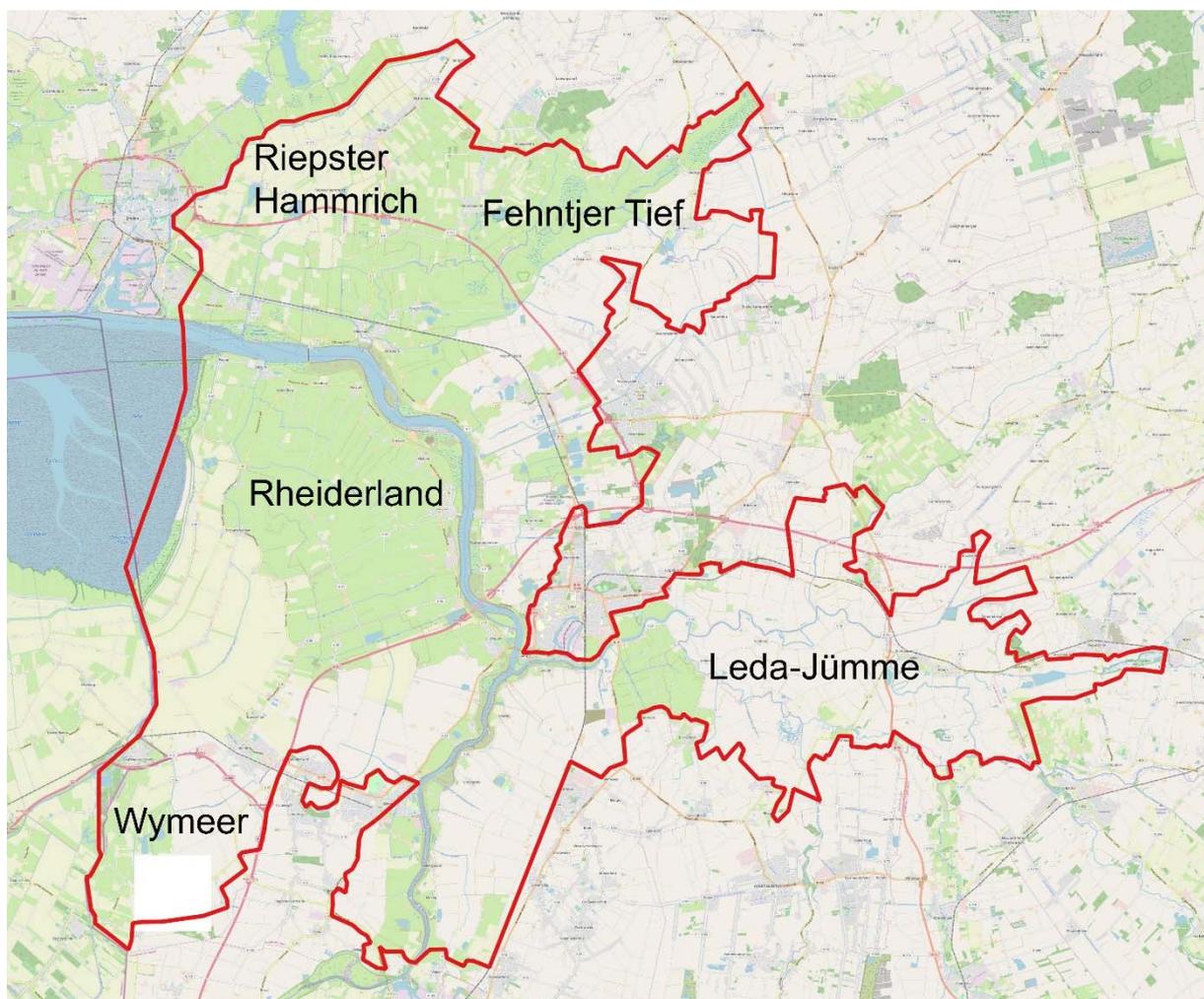


Abb. 15: Übersicht über das Untersuchungsgebiet „Ems-Dollart Region (EDR)“

Entsprechend unterschiedlich ist auch das Wasserregime einzuschätzen, insbesondere in den regenintensiven Monaten des Winterhalbjahres. Auch östlich der Ems dominiert Grünlandwirtschaft in den Niederungen von Ems, Leda, Jümme, Flumm und Fehntjer Tief. Im Norden des Untersuchungsgebietes zwischen Oldersum, Emden und dem Ems-Jade-Kanal wurden die Niederungsflächen ab 1954 überschlickt und ackerbaulich nutzbar gemacht. Nur die Niedermoorseen Bansmeer und Uphuser Meer blieben erhalten. In der Flumm-Fehntjer-Tief-Niederung (V07) wurden seit Ende der 1980er Jahre in großem Stil Flächen im Rahmen des Projektes "Förderung und Entwicklung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung gesichert und werden überwiegend mit der Maßgabe des Wiesenvogelschutzes und der Vegetationsentwicklung bewirtschaftet. Dazu gehören Naß- und Feuchtwiesen, aber auch Röhrichte, Großseggenriede und Hochstaudenfluren (Pegel 2004).

In den vergangenen Jahren wurden im Rahmen der Beobachtung niedersächsischer Vogelschutzgebiete durch die Staatliche Vogelschutzwarte Hannover und der Effizienzkontrolle für das Vertragsnaturschutzprogramm „Nordische Gastvögel“ (bis 2006 PROLAND bzw. PROFIL Niedersachsen, jetzt PFEIL) bereits Untersuchungen zum Auftreten und zur Raumnutzung der rastenden Gänse und Schwäne in Ostfriesland durchgeführt, die eine gute Datenbasis für die Fortentwicklung naturschutzfachlicher Maßnahmen liefern. Neben naturschutzorientierter Grundlagenforschung (Kruckenberg & Jaene 1999, Kowallik & Kruckenberg 2008, Kowallik et al. 2010) stand Ende der 1990er Jahre die Frage nach Ertragsminderungen durch die Gänse im Vordergrund (Borbach-Jaene et al. 2001). Umfassende naturschutzrelevante Untersuchungen zur Bedeutung von Störungen wurden in den letzten Jahren zwischen Dollart und Leybucht durchgeführt (Übersicht vgl. Kruckenberg 2011).

3.1.2 Nordkehdingen (Untersuchungsgebiete TP J1)

Das Untersuchungsgebiet ist das EU-Vogelschutzgebiet V18 Untere Elbe (Natura2000-Code DE2121-401) mit einigen benachbarten Bereichen an der Oste, binnendeichs des Allwörden Außendeichs (Allwörden Holenwisch) sowie ehemalige Vorländer entlang der Wischhafener Süderelbe und der alten Winterdeichlinie bei Drochtersen (Abb. 16). Das V18 umfasst mit den niedersächsischen Wasser- bzw. Wattbereichen des Elbestroms etwa 16.700 ha und erstreckt sich von West nach Ost zwischen Otterndorf und Barnkrug mit den Teilgebieten Hadelner und Belumer Außendeich, ehemaliger Außendeich Nordkehdingen mit seinen verbliebenen Vorländern, Allwörder Außendeich, Krautsand sowie Asselersand. Die ergänzenden Nachbarräume summieren sich auf etwa 1.307 Hektar. Wertbestimmende Vogelarten nach Artikel 4 der EU-Vogelschutzrichtlinie, für die das Gebiet als Rast- und Überwinterungsraum von Bedeutung sind, sind Zwergschwan, Weißwangengans, Säbelschnäbler, Goldregenpfeifer und Singschwan sowie u.a. Graugans und Blässgans (Niedersächsisches Umweltministerium 2000). Das Gebiet der Niederelbe wurde 1976 als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung entsprechend der Ramsar-Konvention ausgewiesen.

Historisch ist das Gebiet vor allem durch die Eindeichungen Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre mit Verlust von knapp 4.500 ha Überflutungsraum (knapp 50 % des Funktionsraums) geprägt. In der Folge kam es zu einer starken Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, vor allem auch zu Umbruch von Grünland in Acker. Im aquatischen Bereich wirken sich die sehr starken hydromorphologischen Veränderungen durch Stromaßnahmen insbesondere in den letzten 100 Jahren aus. Hier kommt es zu Veränderungen des Tide- und Strömungsregimes sowie des Sedimenthaushalts. Innerhalb der letzten 100 Jahre haben die Vorlandflächen im Funktionsraum um über 70 % abgenommen, die Wattflächen um über 20 %, und die Flachwasserbereiche haben entgegen des allgemeinen Trends um über 30 % zugenommen (NLWKN IBP Elbe 2011).



Abb. 16: Übersicht über das Untersuchungsgebiet „Nordkehdingen“

Zu Beginn der systematischen Wasservogelzählungen in den 1960er Jahren war die Unterelbe v.a. ein wichtiges Rastgebiet für den Zwergschwan (max. 3.800 Ind. 1978, Großkopf & Klaehn 1983), aber auch bereits ein wichtiges Gebiet für die Bläss- (max. 5.000 1973/74), Grau- (max. 11.940 Ind. 1978/79) und die Weißwangengans (6.130 Ind. 1978/79). Seitdem sind die Rastzahlen entsprechend der Erholung der Gesamtbestände angewachsen. In den 2000er Jahren dominierte die Weißwangengans mit 70-135.000 Individuen deutlich in Nordkehdingen, während die Blässgans mit 2.600 - max. 8.500 Ind. eine untergeordnete Rolle spielte. Die Rastbestände der Graugänse schwankten ohne erkennbaren Trend 2001/02 bis 2015/16 zwischen 2.300-7.650 Ind. (Umland 2016).

In den untersuchten Wintern mehr oder minder regelmäßig von größeren Gänsetrupps aufgesuchte Schlaf- und Sammelplätze außerhalb der Nahrungsflächen wurden auf den Watt- oder Wasserflächen im Übergangsbereich von Hadelner und Belumer Außendeich, im Bereich der Ostemündung auf den vorgelagerten Watt- und Wasserflächen, vor dem Stellenflether Außendeich auf dem Böschrücken, vor dem Schöneworther und Freiburger Außendeich, vor dem Allwördener Außendeich (Nordbereich, Brammerbank und benachbarte Wattflächen) und südlich der Mündung der Wischhafener Süderelbe, zwischen dem Asseler- und Schwarztonnensand sowie auf den Wattflächen am Südenende des Schwarztonnensandes festgestellt. Diese Schlafplätze dienen auch als Ausweichplätze nach Störungen. Außerhalb des V18 kommt der Wasserfläche der Rotschlammdeponie Bützflethermoor zumindest temporär eine größere Bedeutung als Schlafplatz für Saat-, Bläss- und Weißwangengans zu (Umland 2016).

Unbedeicht sind der Hadelner und Allwördener Außendeich sowie ein Teil des Asselersandes. Der Belumer Außendeich hat einen Sommerdeich, der nur bei extremem Hochwasser überflutet wird. Elbseitig vorgelagert findet sich ein schmaler Vorlandstreifen. Der ehemalige Außendeich Nordkehdingen ist durch einen Landesschutzdeich abgedeicht, dessen Vorland zumeist schmal ausfällt. Lediglich im Westen erstreckt sich ein größeres Vorland, der Hullen. Die ehemalige Insel Krautsand hat nur wenig Vorland vor dem Landesschutzdeich aufzuweisen, wovon ein großer Abschnitt touristisch und industriell genutzt wird. Der größere Teil des Asselersandes ist abgedeicht und besitzt nur einen schmalen Vorlandstreifen. Hadelner, Belumer und Allwördener Außendeich werden als Weiden und Wiesen genutzt und enthalten keine Ackerflächen. Die verbliebenen Vorländer des

ehemaligen Außendeiches Nordkehdingen werden überwiegend extensiv beweidet und besitzen einen mehr oder weniger ausgedehnten Schilfgürtel sowohl am Elbufer als auch an den breiten Grabenrändern. Der eingedeichte Teil Nordkehdingens weist in großen Teilen ein Mosaik an Weide- und Wiesengrünland neben verschiedensten Ackerformen auf. Es bestehen auch Obstbaumkulturen, die jedoch nur einen sehr kleinen Flächenanteil einnehmen. Krautsand ist durch Grünland geprägt, ein Großteil davon wird als intensive Wiesen und Weiden genutzt. Neben Grünlandnutzung kommen auch Obstanbau und im Vergleich zum Nordkehdingener Raum kleinflächig Ackerbau vor. Im ehemaligen Außendeich Nordkehdingen und auf Krautsand ist der Ackeranteil in den letzten Jahren leicht angestiegen. Abweichend von den oben genannten Gebieten befinden sich auf Krautsand eine Ortschaft und verstreut liegende Gehöfte, so dass hier in vielen Bereichen der offene Charakter des Grünlandes durch Bebauung und Baumpflanzungen deutlich eingeschränkt ist und eine stärkere Gliederung vorliegt. Die Orts- und Gewerbebereiche von Krautsand sind nicht im Untersuchungsraum enthalten. Der Asselersand ist ebenfalls durch Gehöfte und Gehölze gegliedert. Neben der dominierenden Grünlandnutzung kommt binnen- und außendeichs auch Obstbau vor (Umland 2016).

3.2 Sommeruntersuchungen (TP J2)

3.2.1 Großes Meer (Untersuchungsgebiet TP J2)

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Naturschutzgebiete "Großes Meer", "Loppersumer Meer" und "Groen Breite" sowie die umliegenden Flächen des EU-Vogelschutzgebietes (V09, Natura2000 Code DE2509-401) "Ostfriesische Binnenmeere" (IBA-Code 104), die nördlichen Engerhafer Meeden (IBA-Code 091) sowie das "Überschlickungsgebiet Riepe" (Nordteil "Gandersum / Lange Maar" IBA-Code 112, Code nach Heath & Evans 2000, kartografische Darstellung der Gebiete in Melter & Schreiber 2000; siehe Abb. 17).

Die Niederungen um das Große Meer, das Kleine Meer (Hieve) und das Loppersumer Meer waren zu Beginn des 20. Jahrhunderts bei Überflutungen reich an rastenden Gänsen und Schwänen (Bielefeld 1924, Siebels 1985). In den 1950er Jahren waren die nordischen Wildgänse noch sehr häufig (Siedel 1962), doch mit Ende der jährlichen Flutungsereignisse und dem gleichzeitigen dramatischen Rückgang der Gänse- und Schwänenbestände in Europa gingen die winterlichen Wasservogelbestände im Gebiet stark zurück (Regioplan 1995). In den 1960er und 1970er Jahren wurden ausschließlich Graugänse und diese in nur geringen Zahlen festgestellt (Aland 1985). In den 1980er Jahren wurden nach Rettig (1988, 1994) maximal 6.300 (Überschlickungsgebiet Riepe) bzw. 4.000 (Großes Meer) Blässgänse festgestellt. Graugänse kamen bis Anfang der 1990er Jahre schon zu einigen hundert Exemplaren vor (Rettig 1994), wobei die entlegenen Engerhafer Meeden im Norden des Gebiets jeweils nicht erfasst wurden. Die Weißwangengans hingegen war selten. Erst 1994 stellte Rettig (1994a) die ersten Weißwangengänse östlich des Großen Meeres fest. Ende der 1990er Jahre tritt die Weißwangengans am Großen Meer nur in vergleichsweise kleinen Zahlen und ausschließlich auf dem Frühjahrszug auf. Doch auch in anderen Gebieten wie dem Rheiderland war sie zunächst nur ein vereinzelter Gast, nahm dann aber rasch zu (vgl. Gerdes 2000, Borbach-Jaene et al. 2002). Im Untersuchungsgebiet erreicht sie in 2000 immerhin schon international bedeutsame Bestände und dies etwa zu dem Zeitpunkt, an dem in den traditionellen Weißwangengansrastgebieten Leybucht und Rheiderland die Maxima erreicht wurden (Borbach-Jaene et al. 2002). In den 1990er Jahren waren die Ostfriesischen Binnenmeere bereits (wieder) ein Gänserastplatz von internationaler Bedeutung (Kruckenberg & Borbach-Jaene 2000). Seitdem hat die Weißwangengans auch hier weiter zugenommen (BMS Umweltplanung 2019).

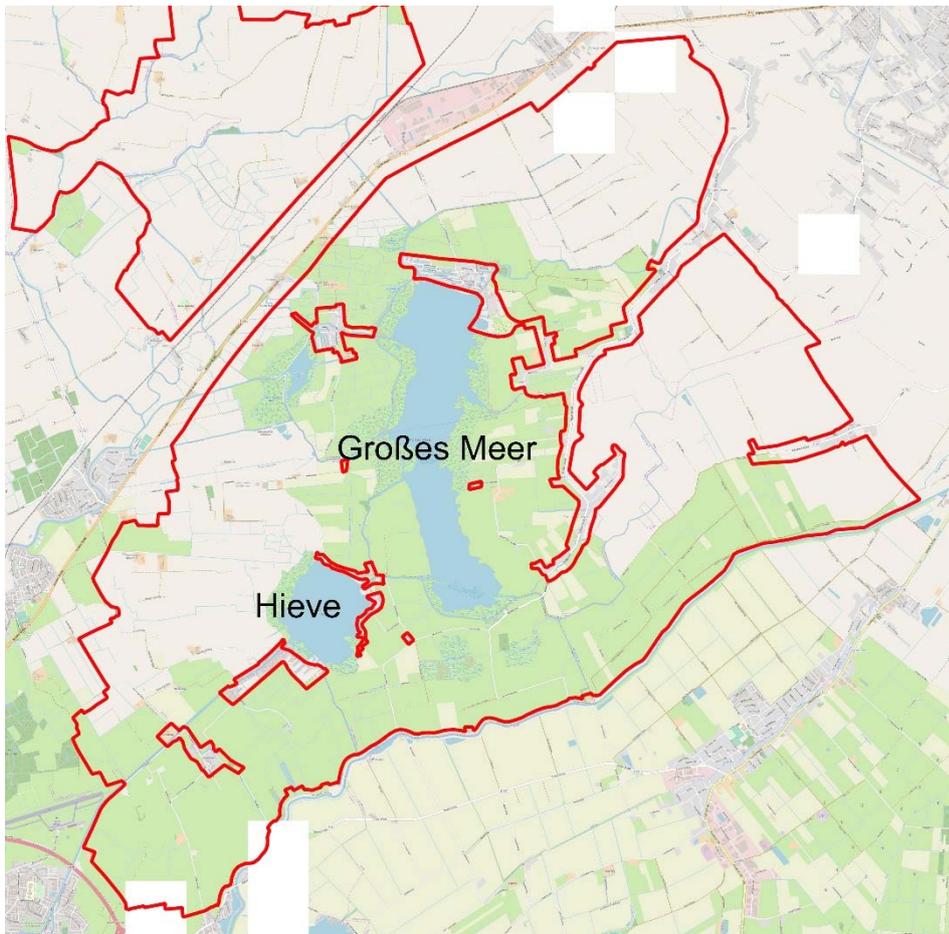


Abb. 17: Kerngebiet des Untersuchungsgebietes „Großes Meer“

Anfang der 1980er Jahre wurden Graugänse vom Dümmmer auch an das Große Meer und das Sandwater umgesiedelt (vgl. Kap. 2.3). Die Graugans hat sich als Brutvogel am Großen Meer und den umliegenden Gewässern etabliert, aber erst 10 Jahre nach der Aussetzung konnte ein deutlicher Bestandsanstieg beobachtet werden (Rettig 1994). NABU Ostfriesland & Flore (2001) ermittelten für 2001 einen Bestand von 103 Familien und schätzten den Bestand auf 120 Paare, Ecoplan (2006) bezeichnet die Graugans als Charaktervogel für das Gebiet, ermittelte aber keine Bestandszahlen. Eine Befliegung im Jahr 2012 ergab ca. 250 Nester, wobei hier deutliche Hinweise auf eine natürliche Bestandsobergrenze und entsprechende Selbstregulierungen gefunden wurden (Kruckenberg 2019). Auf der wichtigen Brutinsel sank der Nistbestand bis Sommer 2019 auf 64 Nester (Kruckenberg 2019a), dafür siedelten die Gänse in andere Bereiche um (vgl. Kap. 2.3 und 16).

Im Untersuchungsgebiet dominiert im nördlichen Bereich zwischen dem Ems-Jade-Kanal und den Engerhafer Meeden die Grünlandnutzung. Die Seen Großes und Loppersumer Meer sowie die Hieve sind norddeutsche Flachseen, die von Schilfgürteln umrahmt werden. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche macht den überwiegenden Anteil der Gebietsfläche aus. Zum größten Teil sind dies intensiv genutzte Grünlandflächen, doch es gibt auch noch weniger intensiv genutztes, mesophiles Grünland und einen sehr geringen Anteil Feucht- und Nassgrünland (Regioplan 1995). Allerdings gibt es mittlerweile im Gebiet auch zahlreiche Acker- und Maisflächen. Diese finden sich insbesondere im nordöstlichen Teil, aber auch im direkten Nahbereich des Großen Meeres und im Osten bei Wiegboldsbur / Barstede. Großflächiges Ackerland findet sich zwischen dem Ems-Jade-Kanal und der Autobahn 31 (Leer-Emden), der in den 1970er Jahren überschlickten Niederung zwischen Emden und Riepe sowie im Norden der Engerhafer Meeden. Ausführliche Informationen über die historische Entstehung des Gebietes finden sich bei Aland (1985) und Regioplan (1995).

Im Untersuchungsgebiet liegen die Binnenseen ("Meere") Großes Meer, Hieve (Kleines Meer), Loppersumer Meer und Bansmeer. Diese werden von den Gänsen als Schlafplätze genutzt. Im Norden durchzieht das Flüsschen Abelitz den Untersuchungsraum. Das Überschlickungsgebiet Riepe wird durch den Ems-Jade-Kanal vom Grünlandkomplex südlich des Großen Meeres getrennt.

3.2.2 Dümmerniederung (Untersuchungsgebiet TP J2)

Der Dümmer liegt tief im Binnenland, naturräumlich in der Diepholzer Moorniederung, wo das Dümmerbecken rund 300 km² umfasst. Umrahmt von Endmoränen wie den Dammer Bergen und dem Stemweder Berg im Süden liegt der See inmitten weiter, ebener Niedermoorflächen (Ludwig et al. 1990). Das Vogelschutzgebiet "Dümmer" (V39, Natura2000-Code DE3415-401) umfasst den größten Binnensee (HA 024) Niedersachsens und das umliegende Areal im Norden wie im Süden (Abb. 18). Das Schutzgebiet ist 4.760 ha groß. Zu dem Untersuchungsgebiet gehören die Naturschutzgebiete "Ochsenmoor"(HA 172) im Süden und das Naturschutzgebiet "Huntebruch und Huntebruchweiden" (H204) im Osterfeiner Moor im Norden des Sees (umfangreiche Beschreibung bei Belting & Helbig 1985, Marxmeier & Körner 2009). Westlich des Sees liegt das Naturschutzgebiet "Westliche Dümmerniederung" (WE 262).

Der Dümmer und seine angrenzenden Feuchtwiesenareale sind ein national bedeutendes Brutgebiet für Vogelmenschen der Feuchtwiesen, Flachwasserbereiche und Röhrichte und bilden ein international herausragendes Rastgebiet für zahlreiche Wat- und Wasservögel (v. a. Limikolen, Enten und Gänse). Die Bestände der Feuchtgrünland bewohnenden Limikolenarten Uferschnepfe, Großer Brachvogel, Bekassine und Kiebitz gehören zu den bedeutendsten binnenländischen Brutvorkommen. Die Dümmerniederung besitzt insbesondere für diese Arten nach dem erfolgreichen

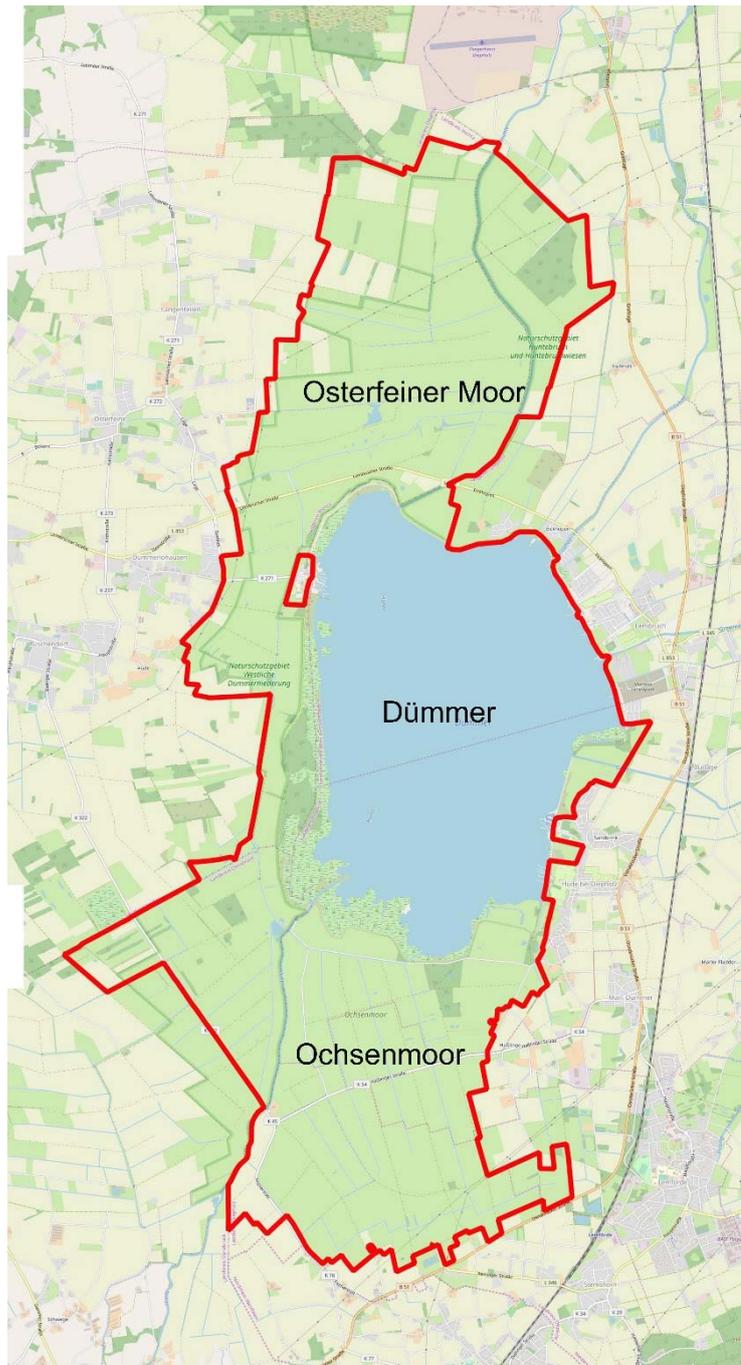


Abb. 18: Kerngebiet des Untersuchungsgebietes „Dümmer“

Abschluss zweier LIFE-Natur Projekte und der Wiedervernässung großer Bereiche eine herausragende Bedeutung (NLWKN 2019²).

Als Rastgebiet für nordische und arktische Gänse ist die Dümmerniederung seit langem bekannt. Im Winter 1982/83 wurden bereits 5.000 Blässgänse im Norden des Gebietes beobachtet, was für damalige Zeit ein sehr hoher Bestand war. Zuvor waren nur wenige hundert Blässgänse beobachtet worden (Ludwig et al. 1990). Im gleichen Winter konnten max. 1.200 Graugänse (Belting & Helbig 1985) beobachtet werden. Das winterliche Vorkommen von Saatgänsen ist bereits seit den 1950er Jahren dokumentiert (Ludwig et al. 1990), wobei auch hier Mitte der 1980er Jahre Bestände von bis zu 3.500 Individuen erfasst werden (Ludwig et al. 1990).

Anfang der 1960er Jahre wurde die Graugans durch Anwohner als Brutvogel am Dümmer wieder heimisch und hat sich seitdem von hier ausgebreitet (Geschichte der Graugansansiedlung vgl. Kap. 2.3). Der Dümmer wurde 1976 als Feuchtgebiet internationaler Bedeutung entsprechend der Ramsar-Konvention ausgewiesen.

3.2.3 Leineau bei Barnten (Zusatzgebiet TP J2)

Die südliche Leineau oder "Obere Leine" befindet sich im Großraum Hannover zwischen Nordstemmen und Ricklingen und bezeichnet ein knapp 2 km breites Niederungsband entlang der Leine, das sich in die Bördelandschaft eingeschnitten hat (Drangmeister 2015). Die Aue selbst ist als Überflutungsraum weitgehend unbesiedelt. Siedlungen finden sich traditionell nur auf leicht erhöhten Bereichen. Im Zuge des intensiven Kiesabbaus hat sich das Landschaftsbild gravierend verändert. Tongewinnung wurde bereits ab 1850 betrieben, ab 1900 kam der Kiesabbau hinzu (Wendt 2007). In diesem Zuge sind seither zahlreiche Abbaugewässer entstanden, an denen sich in der Folgezeit überwiegend Graugänse als Brut- und Mauservogel eingefunden haben. Aufgrund lokaler Konflikte wurde das Gebiet zwischen Koldingen (Region Hannover) und Nordstemmen (Landkreis Hildesheim) für eine reine Untersuchung mit wenigen besenderten Vögeln sowie mit Farbmarkierung von Graugänsen aufgenommen. Die hier untersuchten Vögel leben bzw. mausern in der Leineau. Die Graugänse wurden am Barntener Bahnhofsee und dem Giftener See gefangen und markiert.

An beiden Seiten dieser "Sarstedter Talung" liegen intensiv genutzte i.d.R. Ackerbereiche der Calenberger und Hildesheimer Lößbörden (Abb. 19). Im Bereich der Leineau ist das Tal relativ breit und wird an der Westseite von einem steilen, aber niedrigen Abfall begrenzt (Bräunling 1981). Im Nordteil des Bereiches liegt das Laatzer Teichgebiet. Von Koldingen bis nach Nordstemmen reihen sich durch Bodenabbau entstandene Seen (ca. 195ha, Drangmeister 2015) wie eine Kette an der Leine entlang und bilden ein umfangreiches Netz aus verschiedenartigen Gewässern, die auch eine breite Vielfalt von Ufer- und Unterwasservegetation beinhalten. Teile des Gebietes weisen Lebensraumtypen der FFH-RL auf und ist als FFH-Gebiet ausgewiesen (BMS Umweltplanung 2016). Die Teiche sind das wichtigste Gebiet für Zugvögel nach dem Steinhuder Meer in der Region, mit dem Zentrum am Großen Koldinger See (Drangmeister 2015).

Bereits in den 1960er und 1970er Jahren wurden immer wieder arktische Gänse im Winter in der Leineau beobachtet. Bräuning (1981) nennt hier Wald- und Tundrasaatgans, Bläss- und Kurzschnabelgans *Anser brachyrhynchus* sowie als Seltenheiten Weißwangen-, Kanada- *Branta canadensis* und Rothalsgans *B. ruficollis*. Auch die Graugans kam als Gastvogel insbesondere auf dem späten Frühjahrszug im Gebiet vor, war aber mit max. 107 Ind. Ende der 1970er Jahre eher selten (Bräuning 1981).

² https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/eu_vogelschutzrichtlinie_und_eu_vogelschutzgebiete/eu_vogelschutzgebiete_in_niedersachsen/eu-vogelschutzgebiet-v39-duemmer-134131.html (Stand 3.12.2019)

In den 1970er Jahren brüteten nur 1-2 Grauganspaare in der Leineaue (Bräuning 1981), 1980 wurden bereits drei erfolgreiche Paare festgestellt. Bei der landesweiten Grauganserfassung 2016 wurden in der Leineaue zwischen Ricklingen und Nordstemmen 150 Brutpaare gemeldet (vgl. Krukenberg 2019a).

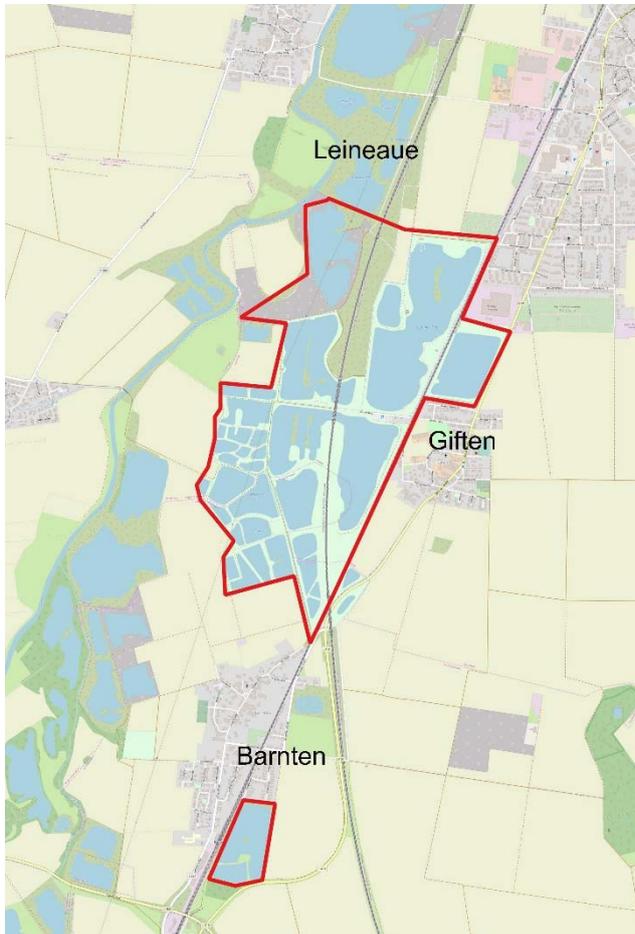


Abb. 19: Kerngebiet des Untersuchungsgebietes „Leinau bei Barnten“

4 Fang, Markierung und Besenderung von Gänsen für wissenschaftliche Zwecke

Helmut Kruckenberg, Sander Moonen, Oliver Keuling, Franz Bairlein

4.1 Angewandte Methoden des Fangs von Wildgänsen zu wissenschaftlichen Zwecken

Für die Zielsetzung des Projektes war es notwendig, aus den Scharen der wilden Gänse einzelne Individuen zu markieren und einen Teil von diesen Vögeln zudem zu besendern. Die hohe Mobilität der Gänse sowie ihre grundsätzliche Scheu vor Menschen macht die Nutzung von speziellen Fangmethoden notwendig. Diese unterscheiden sich für winterliche Gast- und sommerliche Brutvögel grundlegend.

Die Besenderung von Grau-, Bläss- und Weißwangengänsen wurde durch das Nds. Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit LAVES gemäß §8 Abs. 1 des TierSchG genehmigt (Akt.Z. 33.19-4202-04-15/1956, Tierversuchsleitung Prof. Dr. F. Bairlein, Stellv. Leiter Dr. Helmut Kruckenberg).

Dr. Helmut Kruckenberg und Sander Moonen verfügten über die artenschutzrechtliche Ausnahme-genehmigung zum Fang und Beringung von Gänsen der Vogelwarte Helgoland und des NLWKN, Dr. Helmut Kruckenberg und Gerhard Müskens zudem über die Erlaubnis nach §27 SprengstoffG für den Gebrauch eines Kanonnennetzes.

Eine detaillierte Liste der gefangenen und markierten bzw. besenderten Gänse findet sich im elektronischen Anhang.

4.1.1 Rastende Gänse

Für den Fang flugfähiger Gänse gibt es zwei Methoden, die je nach den örtlichen Bedingungen und den zu fangenden Gänsearten unterscheiden.

Ganzenflapper - Fang nach friesischer Tradition

Die Methode, mit der die niederländischen „Ganzenflapper“ (Gänsefänger) Wildgänse fangen, ist eine seit dem Mittelalter belegte friesische Jagdmethode, die heute nur noch für wissenschaftliche Zwecke und zur Traditionspflege ausgeübt werden darf (Ebbing 2000, Abb. 20). Dabei werden an einer geeigneten Stelle die Netze auf dem Weideland getarnt ausgebracht und vor das Netz trainierte und speziell für diese Zwecke gezüchtete Lockvögel (Bläss- und Saatgänse) angebunden. Diese Lockvögel locken die wilden Artgenossen an den Fangplatz. Die flugfähigen Familienangehörigen der Lockvögel werden ggf. von einem Versteck aus fliegen gelassen und setzen sich dann zum Partner, was als zusätzlicher besonderer Lockreiz dient.

Die Methode ist auch bereits bei Bub (1995, s. Abb. 21) beschrieben. Da der Aufbau der Fanganlage sehr aufwendig ist und die Lockvögel zudem Trainingszeit zur Eingewöhnung vor Ort brauchen, ist die Methode nur an Orten einsetzbar, wo verlässlich mit häufigen Überflügen von Gänsen gerechnet werden kann. Der Fang funktioniert ausschließlich während der morgendlichen Einflüge der Gänse in die Nahrungsgebiete. Diese Methode wurde gemeinsam mit einem niederländischen Ganzenflapper durchgeführt, da diese ihre Vögel für ausschließlich diese Zwecke trainieren und mit den Lockvögeln entsprechend vertraut sind. Nach dem Fang von Gänsen ist problemlos ein weiterer Einsatz der Anlage möglich, da die expandergetriebenen Netze einfach in die Ausgangsposition zurückgezogen werden können.



Abb. 20: Seit den 1950er Jahren werden Wildgänse für wissenschaftliche Zwecke gefangen (aus: Ebbing 2000).

In den Niederlanden wird die Lizenz für diesen Gänsefang i.d.R. in der Familie vererbt. Es gibt eine Traditionsvereinigung der Gänsefänger, die die Förderung dieser alten Fangmethode zum Ziel hat. Dennoch sinkt die Zahl der aktiven Fanganlagen stetig. Aktuell werden noch an 12-14 Plätzen in den Niederlanden auf diese Weise Gänse gefangen und beringt. Für das Projekt war es möglich, einen dieser Fänger für jeweils vier Wochen in zwei Jahren zu gewinnen, mit uns südlich von Leer Blässgänse zu fangen.

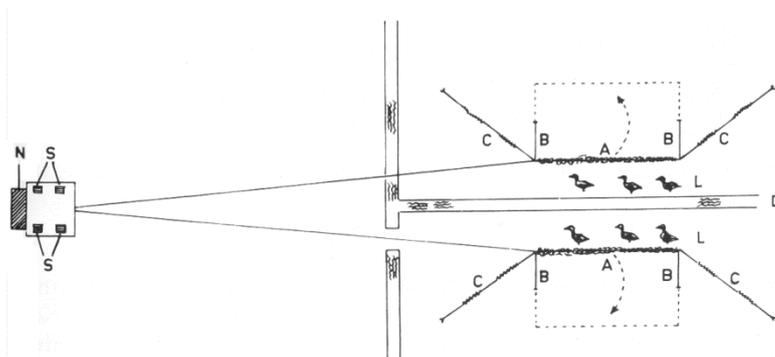


Abb. 21: Schematischer Aufbau einer traditionellen Fanganlage (aus Bub 1995)

Diese Methode eignet sich besonders gut für Bläss- und Saatgänse (Abb. 22), wogegen Graugänse auf diese Weise nahezu nicht gefangen werden. Weißwangengänse können so auch gefangen werden, allerdings ist hier die Zusammensetzung der Lockvögel sowie der Standort bedeutsam.

Der Fang nach der niederländischen Ganzenflappermethode wurde von Dezember 2015 bis Februar 2016 (Kloster Muhde, Leer) sowie von November 2017 bis Februar 2018 (zunächst Terborg dann Kloster Muhde, Leer) durchgeführt. Im Winter 2016/17 konnte dies aufgrund eines vogelgripenbedingten Aufstellungsgebotes für Geflügel jeder Art nicht durchgeführt werden.



Abb. 22: Fang von Blässgänsen mit dem Klappnetz © H. Kruckenberg 2015

Raketen- / Kanonennetz

Das sog. Raketen- oder Kanonennetz ist eine weitere Art, um Zugvögel zu fangen. Diese Form des wissenschaftlichen Vogelfangs wird weltweit praktiziert und ist für nahezu alle Vogelarten möglich.

Ein 8x12 m großes Netz wird im Boden versteckt. 4-5 schwarzpulvergetriebene, elektrisch ferngezündete Projektile ziehen das Netz dann über die sitzenden Vogeltrupps im Fangbereich. Die Methode eignet sich besonders für Arten, die eng beisammensitzen (Hochwasserrastplätze) oder dicht zusammen fressen (Ringel- und Weißwangengänsen, Abb. 23). Zudem muss vor Ort eine hohe Flächentradition erkennbar sein, da die Anlage am Vorabend aufgebaut werden muss.



Abb. 23: Fang von Weißwangengänsen am Dollart © G. Müskens 2018

Diese Methode erfordert neben den entsprechenden sprengstoffrechtlichen Genehmigungen auch entsprechende Örtlichkeiten, die die gefahrlose Benutzung der Anlage erlauben. Diese Methode wurde im Projekt v.a. für den Fang der Weißwangengänsen an der Unterelbe und ab 2018 auch an der Unterems eingesetzt. Insgesamt wurden 13 Fangeinsätze durchgeführt, von denen neun erfolgreich waren.**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

4.1.2 Brut- bzw. Mauservögel

Während der späten Jungenaufzucht und der Mauser sind auch die ausgewachsenen Gänse nicht flugfähig. Dies macht man sich beim Mauserfang (von lokalen Brutvögeln) zunutze: auf den beliebten Nahrungsflächen der Gänse wird ein trichterförmiges Netz aufgestellt und die Gänse werden in dieses Netz mit mehreren Personen vorsichtig hineingesteuert. Am Ende des Trichters befindet sich ein Netzkreis ("Koral") mit einem schmalen Eingang, in dem die Vögel gefangen werden können.

Diese Methode geht auf alte Methoden der Einwohner Sibiriens zurück (s. Abb. 24) und ist besonders für den Fang von Brutvögeln oder Mauservögeln geeignet und wurde von den Projektmitarbeitern seit vielen Jahren erfolgreich in der Arktis durchgeführt. Für den Fang von Graugänsen muss diese Methode etwas variiert werden, da die Graugänse sich deutlich vorsichtiger verhalten und als Gruppe auf dem Wasser nicht zusammenhalten. Aus diesem Grund müssen vorab die Wege der Familien oder Mauservögel zwischen dem Gewässer und den Nahrungsflächen intensiv erkundet werden. Da die Vögel sich nicht zur Fanganlage treiben lassen, ist der Fang nur möglich, wenn die Vögel die Nahrungsfläche vor dem Netz freiwillig aufsuchen. Wilde Graugänse in der norddeutschen Normallandschaft sind während der flugunfähigen Zeit extrem scheu. Aus diesem Grund erfordert diese Fangmethode gute Vorbereitung, erfahrene Beringer und Helfer sowie eine gute Koordination der Aktiven im Gelände.

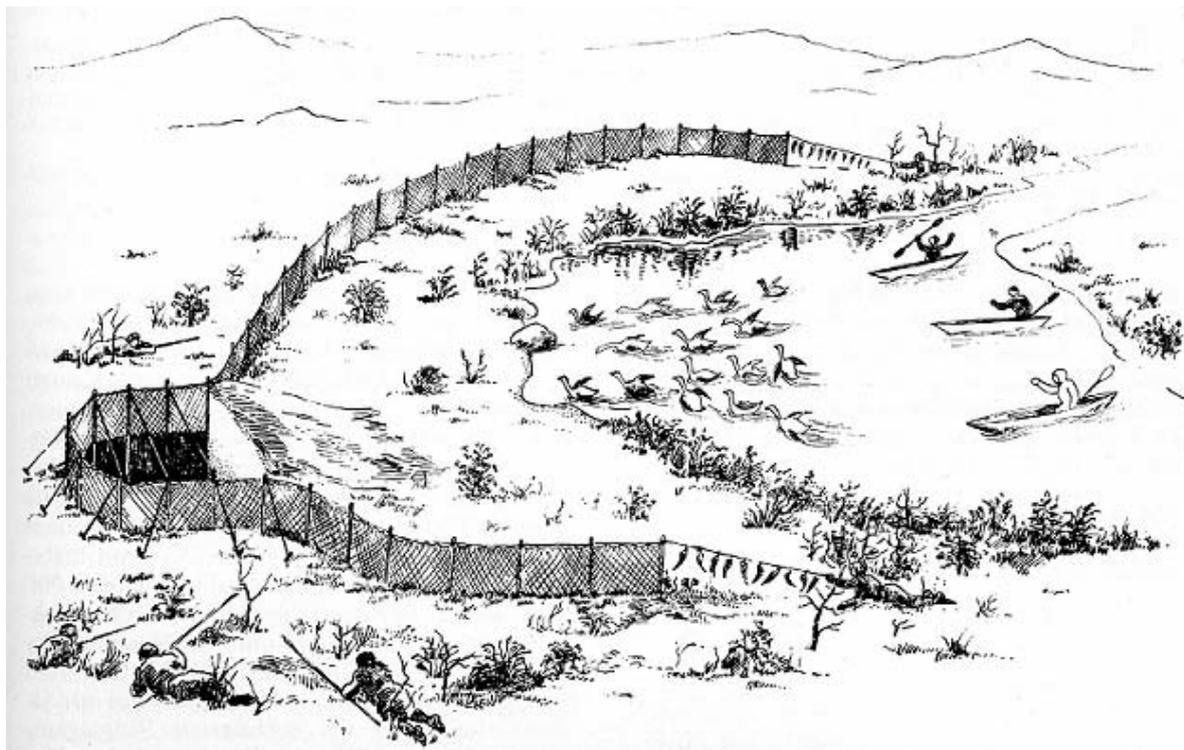


Abb. 24: Historische Abbildung des Mauserfangs in Sibirien (aus Bub 1995)

Diese Methode wurde im Projekt zum Fang der heimischen Graugänse genutzt (Abb. 25). Dies geschah in den Jahren 2016-2019 jeweils Ende Mai bis Anfang Juni.



Abb. 25: Fang von Graugänsen am Großen Meer (Landkreis Aurich) © H. Kruckenberg 2016

4.2 Markierung und Besenderung von wilden Gänsen

Halsmanschetten sind seit den 1960er Jahren zu einer Standardmarkierung bei Gänsen der Gattung *Anser* sowie größerer *Branta*-Arten (Kanadagans *Branta canadensis*) geworden (Abb. 26) und werden in vielen Projekten eingesetzt (vgl. Kruckenberg & Degen 2002, Kruckenberg et al. 2018), die Maße und Farben für Halsmanschetten und Farbringe sind internationale koordiniert (Mitchell & Madsen 1996). Seit 1996 wurden in den laufenden internationalen Untersuchungen Bläss- und Saatgänse mit Halsmanschetten (insgesamt bis heute ca. 21.000 Individuen, vgl. www.geese.org) markiert. Während der gesamten Untersuchungszeit sind nur wenige negative Auswirkungen der Halsmanschetten bekannt geworden: in der ersten Woche führt ein Halsband zu verstärktem Putzen und Beknabbern des Bandes, welches aber nach 10-14 Tagen nachlässt (gleiches wurde an zahmen Gänsen gefunden, Kölzsch pers. Mitt). Johnson & Sibly (1989) fanden keine Verhaltensunterschiede zwischen Vögeln mit und ohne Halsmanschette. Bei nordamerikanischen (koloniebrütenden) Schneegänsen (*Anser caerulescens*) wurde gefunden, dass Halsmanschetten auf den Bruterfolg von weiblichen Gänsen einen negativen Einfluss haben können (Demers et al. 2003), - ob dieses auf die solitär brütenden Grau- und Blässgänse übertragen werden kann, ist unklar, zumal die damals genutzten Sender 2,5 % des Körpergewichts der Vögel ausmachten. Es gibt aus unseren Daten von halsmarkierten Blässgänsen zwischen 1998-2015 keine Anhaltspunkte auf erhöhte Mortalität oder verringerte Reproduktion der markierten Tiere (Mortensen in prep). Bei anderen Gänsearten (v.a. Kurzschnabel- und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* sowie Zwergschwan *Cygnus bewickii*) wurde vereinzelt in sehr kalten Wintern Eisbildung am Halsring beobachtet. Allerdings zeigen Analysen, dass diese keinen Einfluss auf die Überlebensraten hatten (Madsen et al. 2001). Bei Bläss- und Graugänsen wurde Eisbildung bisher nur in Einzelfällen berichtet. Aus dem 1989 begonnenen Halsringprojekt der Universität Potsdam (Prof. E. Rutschke) gibt es aber Nachweise, dass halsmarkierte Saat-, Grau- und Blässgänse bis zu 20 Jahre alt geworden sind (www.geese.org). Auch für die Untersuchungen in Niedersachsen wurden die Bläss- und Graugänse, die keinen Halsbandsender bekamen, mit entsprechenden PVC-Halsmanschetten gekennzeichnet.



Abb. 26: Benutzte Markierungen für Graugänse in Niedersachsen (links GPS-Sender, rechts. Halsmanschette, © H. Kruckenberg 2017)

Bereits 2014/15 wurden in Zusammenarbeit mit Theo Gerritsen ("madebytheo") und Dr. A. Kölzsch vom Max-Planck-Institut für Verhaltensforschung in Radolfzell bzw. NIOO Wageningen spezielle Sender entwickelt und zunächst fünf Prototypen angefertigt, so dass zu Beginn des Projektes ein ausgereifter Sendertyp bereits vorlag. Für diese Sender (Abb. 27) wurden dann eine der Fragestellung angepasste Software entwickelt. Während die interne Technik für alle drei zu untersuchenden Arten identisch war, unterschieden sich diese nach außen hin aber deutlich: als Halsmanschetten wurden die Sender in unterschiedlicher Größe für Bläss- und Graugänse hergestellt, für die kleineren Weißwangengänse wurden diese Sender als Rucksacksender hergestellt. Ähnliche Halsbanddatenlogger (Modell Uni Konstanz) wurden von 2012 insgesamt 1,5 Jahre an zahmen Blässgänsen beim NIOO (Niederlande) getestet und zeigten nur in einer kurzen Anfangsphase aggressives Verhalten gegenüber dem Sender. Insgesamt wurde intensiv unter dem Halsband mit dem Schnabel geputzt, wobei Gefiederpflege im Halsbereich sowieso stattfindet. Die Beeinträchtigung wurde in diesem Versuch als „gering“ eingestuft (Kölzsch, pers. Mitt.). Machten diese Datenlogger (d.h. ohne Senderfunktion) 1,2-1,4 % des Körpergewichts einer Blässgans (♂ 2500-2800 g) aus, so entspricht dies bei den hier verwendeten Sendern nur noch 1,07-1,2 % des Gewichts.

Für die Graugans gilt dies in vergleichbarer Weise. Allerdings unterscheiden sich Graugänse von Blässgänsen hinsichtlich ihres Körpergewichts und ihrer Fertigkeiten, technische Geräte zu zerstören. Wie bei den nordamerikanischen Schneegänsen erlaubt es die Schnabelform der Graugänse nicht nur, tief im Boden liegende Erntereste oder Rhizome auszugraben, sondern auch, jedwelche Gerätschaften auf Rucksäcken innerhalb weniger Tage bis Wochen funktionsunfähig zu machen. Aus diesem Grund haben bereits vor 20 Jahren amerikanische Wissenschaftler erste Versuche mit Sendern in Halsmanschetten unternommen (J. Takekawa pers. Mitt., Demers et al. 2003), doch erst mit fortgeschrittener Miniaturisierung findet diese Technik seit ca. 10 Jahren international bei Graugänsen Anwendung. Dabei sind die in anderen Projekten derzeit ca. 60 g schwer (Voslamber pers. Mitt., Boos pers. Mitt.), die Dummies an zahmen Kanadagänsen sogar 80 g (Kölzsch pers. Mitt.), ohne dass dauerhafte oder schwerwiegende Beeinträchtigungen im Verhalten der Vögel festgestellt wurden. Die hier im Projekt genutzten Sender wogen nur 40 g (1-1,5 % des Körpergewichts).



Abb. 27: GPS-Halsringsender, links Blässgans, rechts Graugans © H. Kruckenberg

Aufgrund der Fragestellung nach dem Brutverhalten und dem Bruterfolg der heimischen Graugänse wurden hier vorrangig weibliche Individuen besendert.

Weißwangengänse wie auch Ringel- und Rothalsgänse unterscheiden sich von den Bläss- und Graugänsen einerseits durch ihre Anatomie (kleiner Kopf, der den Einsatz von Halsmanschetten erschwert) und eine relativ geringe Aggressivität gegenüber technischen Gerätschaften, so dass hier Rucksacksendern eingesetzt wurden. Allerdings hatten auch diese Sender keine außenliegenden Antennen o.ä. mehr. Der Sender ist ohne Halsmanschette deutlich leichter (27 g), doch kommt hier das Nylon-Tragegeschirr (Lameris et al. 2017) sowie international abgestimmten, individuellen Farbmarkierungen an den Beinen hinzu, so dass das zusätzliche Gewicht in Relation zu den leicht schwereren Blässgänsen in etwa gleich ist (<2 % des durchschnittlichen Körpergewichts von 1570 ± 98 g). Wie bereits bei den Blässgänsen 2006-2010 eingesetzt, werden die Tragegeschirre mit Metallringen am Sender befestigt, die im Laufe der Zeit korrodieren, so dass der Sender nach ca. 3-4 Jahren abfällt. Dieser Zeitraum entspricht der maximalen Laufzeit bisheriger Sender.



Abb. 28: Neben dem Rucksacksender wurden die Weißwangengänse mit codierten Fußringen markiert © H. Kruckenberg 2016

Da die Rucksacksender nicht gleichzeitig als Farbmarkierung dienen, können diese nach Funktionsentfall somit vom Vogel mittelfristig abgestreift werden. Wie alle anderen gefangenen Weißwangengänse wurden auch die Sendervögel mit codierten Farbringen (Abb. 28) markiert, um z.B. Aufschluss über die technischen Ausfallraten der Sender zu bekommen.

4.3 Sendertechnik

Die modernen Sender beinhalten neben einem hochauflösenden GPS-Chipsatz (i.d.R. mit einer Genauigkeit von +/- 1 m) zusätzlich einem Beschleunigungs-Sensor (Acceleration-Chip ACC). Die Beschleunigungsmessung misst die dreidimensionale Lage bzw. Bewegungsmuster im Raum. Durch Abgleich der Daten mit beobachteten Verhaltensmustern ist es möglich, Verhaltensweisen ohne visuelle Beobachtung zu detektieren. Weiterhin kann ein solcher Sender über ein Magnetometer die Ausrichtung an den Magnetfeldlinien messen. Somit können neben der Raumnutzung und den Verhaltensmustern zusätzlich Zugrichtung, Höhe, Temperatur und indirekt über die Ladefunktion auch Informationen über die Witterung dokumentiert werden. Die Sender sind wasserdicht und festverklebt. Die Ecken sind abgerundet, um Verletzungen der Vögel zu vermeiden und gleichzeitig keine Angriffspunkte für den Schnabel zu bieten. Aus technischen Gründen waren die lieferbaren Sender 2016 nur aus weißem Kunststoff verfügbar. Für die Weißwangengänse wurden diese ab 2017 schwarz eingefärbt, um ein evtl. Risiko von Prädation durch Greifvögel zu reduzieren.

Die gespeicherten Daten werden über das mobile Internet (GPRS) an einen Server übertragen und bei www.movebank.org (Max-Planck-Institut) gespeichert (Fiedler & Davidson 2012). Von hier aus ist der Download zu weiteren Analysen möglich. Gleichzeitig werden ausgewählte Vögel auch über ein spezielles Webtool auf die Internetseite www.Blässgans.de übertragen und ermöglichen es der interessierten Öffentlichkeit bereits während der Untersuchungen, die Bewegungen der Gänse zu verfolgen. Um angesichts der Datenmengen eine Darstellung auf einem normalen Computer zu ermöglichen, wurden diese Daten alle vier Stunden zu einem Datenpunkt zusammengefasst und zum Schutz der Vögel (z.B. Störungen durch Beobachtungs-Tourismus, gezielte Bejagung) mit einer Ungenauigkeit von ca. 1,8 km versehen.

4.3.1 Programmierung der Sender

Die Zielsetzung der Untersuchungen unterschied sich zwischen den Arten. Während für die Bläss- und Weißwangengans v.a. die Frage nach den Reaktionen jagdlichen Störungen im Winterhalbjahr im Vordergrund stand, sollten die besenderten Graugänse zusätzlich Aufschluss über die Raumnutzung und das Verhalten während der sommerlichen Brutzeit liefern. Die Programmierung der Sender beinhaltete daher verschiedene Funktionsvarianten: a) saisonal und b) in Abhängigkeit vom solarbedingten Ladezustand des Senders selbst. Die einzelnen Schritte siehe Tab.1.

Tab. 1: Sender-Software mit unterschiedlichen ladungsabhängigen Programmierungen

Energieniveau	3 (voll)	2 (mittel)	1 (wenig)	0 (gering)
ACC (5 Sekunden bei 20Hz)	15 Minuten	15 Minuten	15 Minuten	Deaktiviert
GPS	15 Minuten	1 Stunde	4 Mal pro Tag	Deaktiviert
Flight Detection	30 oder 60 sek	30 oder 60 sek	30 oder 60 sek	30 oder 60 sek
GPRS download	4 Mal pro Tag	1 Mal pro Tag	0.5 Mal pro Tag	Deaktiviert

4.4 Gefangene und besenderte Gänse im Projekt 2015-2019

Während des Projektzeitraums wurden insgesamt 245 Vögel mit 230 verschiedenen Sendern ausgestattet (Tab. 2). Bedingt durch Wiederfunde von geschossenen oder prädierten Vögeln konnten einige Sender mehrmals benutzt werden.

Tab. 2: Besenderte Gänse im Projektzeitraum

Art	Anzahl Sender
Blässgans <i>Anser albifrons</i>	85
Winter 2015/16 Kloster Muhde	38
Winter 2017/18 Kloster Muhde + Terborg	22
Winter 2018/19 NL	4
Graugans <i>Anser anser</i>	72
Sommer 2016	24
Sommer 2017	43
Winter 2015/16 Kloster Muhde	4
Winter 2017/18 Kloster Muhde + Terborg	1
Saatgans <i>Anser fabalis rossicus</i>	3
Sommer 2018 (RUS)	1
Winter 2019/20 (NL)	2
Weißwangengans <i>Branta leucopsis</i>	82
Winter 2015/16	13
Winter 2017/18	69
Gesamtergebnis	241

4.4.1 Blässgans

Blässgänse wurden mit der traditionell friesische "Ganzenflapper"-Methode gefangen. Da sich Blässgänse mit dem Kanonennetz relativ schwierig fangen lassen und die bessere niederländische Alternative mit einem großen Aufwand für den Aufbau verbunden ist, wurden die Blässgänse in diesem Projekt alle in Westoverledingen (Ostufer der Ems, Landkreis Leer) gefangen. Dies geschah im Winter 2015/16 und 2017/18. Durch den Ausbruch der Vogelgrippe im benachbarten Landkreis Cloppenburg war in der Saison 2016/17 kein Fangen möglich, da die Verhängung einer Stallpflicht für Geflügel zur Folge hatte, dass keine Ausnahmegenehmigung für die hier benötigten Lockvögel möglich war. Im Winter 2015/16 wurden ausschließlich in Kloster Muhde, im Winter 2017/18 zunächst bei Terborg und später bei Kloster Muhde gefangen. Insgesamt vier Sendervögel wurden noch 2018/19 in Abstimmung mit dem NML in den Niederlanden eingesetzt, um auf dem Frühjahrszug weitere Daten zu sammeln.

Bedingt durch die im Februar beginnende soziale Auflösung der Gänsefamilien ist ein effektiver Fang nur bis Mitte Februar möglich. Mit zunehmender Selbstständigkeit der Jungvögel sinkt die Neigung, direkt von dem Versteck des Gänsefängers zu dem Altvogel am Fangnetz zu fliegen. Die Lockwirkung nimmt damit stark ab. Das Ende des Gänsefangs fällt zudem i.d.R. mit den beginnenden Frühjahrsarbeiten in der Landwirtschaft zusammen, für die die Fangfläche ohnehin geräumt werden muss.

Insgesamt wurden 140 Blässgänse in dieser Zeit gefangen. 81 davon erhielten Senderhalsbänder (sowie vier weitere in NL), die restlichen Vögel wurden mit schwarzen Ablesemanschetten markiert. Von den gefangenen Vögeln waren 120 adult und 19 immatur. 57 der Adulten waren Weibchen, 63 Männchen. Die Immaturen waren 10 Weibchen und 9 Männchen. (komplette Liste s. Anhang).

Die Laufzeiten der Halsbandsender aus den unterschiedlichen Jahren variiert leicht (Abb. 29). Während die mittlere Laufzeit der Sender aus 2015/16 rund 800 Tage andauerte, einige dieser Sender aber auch noch aktiv sind, lag diese bei den wenigen Vögeln in 2016/17 (Arktis) etwas höher (fast 900 Tage). Die Laufzeit der Sender aus dem Winter 2017/18 hingegen lag nur knapp über 600 Tage. Tab. 3 stellt den aktuellen Status der Sender (Stand 25.2.2020) dar. Während von den Sendern aus 2015/16 keiner mehr aktiv ist, senden aus der Gruppe 2017/18 immer noch sechs. Das Schicksal der Mehrzahl Sender ist unbekannt, nicht zuletzt, weil geschossene Vögel nur selten gemeldet werden.

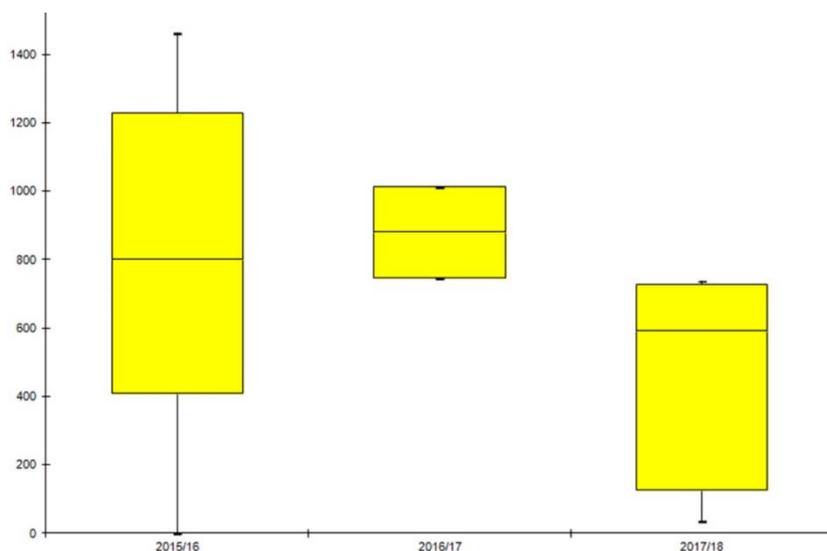


Abb. 29: Laufzeiten der Blässganssender (in Tagen nach Freilassung)

Tab. 3: Schicksal der Blässganssender nach Jahren (nur in Niedersachsen beringte Ind.)

	2015/16	2017/18
noch aktiv	0	6
Prädiert	2	0
Geschossen	2	0
Halsband gefunden	2	0
tot gefunden	1	0
Unbekannt	31	11

4.4.2 Weißwangengans

Im Gegensatz zu Grau- und Blässgänsen lassen sich Weißwangengänse relativ gut mit dem Kanonennetz fangen, weil sie sehr ortstreu und deutlich weniger misstrauisch sind. Aus diesem Grund wurde diese Methode zum Fang der Gänse an der Unterelbe verwendet. Ein Kanonennetz kann räumlich flexibel zum Einsatz kommen, i.d.R. muss aber am Vorabend aufgebaut werden. Die Gänse können nahezu das ganze Winterhalbjahr bis kurz vor dem Abzug im Spätfrühjahr mit dem Netz gefangen werden, selbst bei Frost und Schnee - sofern die Gänse dann vor Ort sind.

Von den gefangenen Weißwangengänsen wurden 82 Vögel mit Rucksacksendern ausgestattet (Tab. 4). 2015 war es technisch noch nicht möglich, für Weißwangengänsen mit den relativ kleinen Köpfen Sender herzustellen, die nicht sofort abgestreift werden konnten. Aus diesem Grund wurden für diese Art Rucksacksender gewählt.

Tab. 4: Anzahl gefangener Weißwangengänse

Datum	Fänglinge	Ort
15.03.2016	55	Freiburg, STD
03.11.2016	97	Freiburg, STD
09.12.2016	34	Freiburg, STD
11.12.2016	40	Freiburg, STD
16.03.2017	98	Freiburg, STD
16.03.2018	119	Freiburg, STD
27.04.2018	27	Dyksterhusen, LER
08.03.2019	71	Freiburg, STD
25.04.2019	145	Dyksterhusen, LER

Tab. 5 gibt einen Überblick über den Verbleib bzw. soweit bekannt das Schicksal der Weißwangengänse, die 2016 und 2017 an der Unterelbe besendert wurden. Von insgesamt 82 Sendervögeln sind im Februar 2020 nur noch 5 Sender aktiv. Insgesamt wurden von den 82 besenderten Vögeln 11 prädiert (überwiegend durch Seeadler), 5 unter ungeklärten Umständen tot aufgefunden, 2 verunfallt (Stromleitung, Stacheldraht) und sechs Vögel geschossen. Das Schicksal von 34 Vögeln ist unklar. Herauszuheben sind dabei drei Fälle an der Unterelbe, bei denen belegt werden konnte, dass die Vögel illegal geschossen wurden.

Tab. 5: Schicksal der Sender an in Niedersachsen markierten Weißwangengänse (Stand 22.2.2020)

	2016 (DE)	2017 (DE)	Gesamt
noch aktiv	5	0	5
prädiert	7	4	11
tot gefunden	2	3	5
geschossen	6	3	9
Verunfallt	2	0	2
Unbekannt	31	19	34
Gesamt	53	29	82

Im Vergleich zu den Halsbandsendern der Bläss- und Graugänse (s.u.) fällt die geringe Sendedauer der Sender bzw. der besenderten Vögel auf. Dargestellt ist in Abb. 30 ausdrücklich die Sendezeit in Tagen nach der Freilassung. Die Lebenszeit des Vogels kann durchaus deutlich davon unabhängig sein. Bereits für graue Gänse (Genus *Anser*) wurde nachgewiesen, dass die Überlebensdauern von Rucksacksendern gegenüber Halsbandsendern niedriger sind (Kölzsch et al. 2017). Dies bedeutet nicht zwingend eine höhere Sterblichkeit des Vogels selbst. Bei den grauen Gänsen fanden Kölzsch et al. (2017) z.B. häufige Zerstörungen der Antenne durch die Gänse selbst. Auch technisches Versagen oder äußere Beschädigungen können Gründe für den Ausfall eines Senders darstellen. Grundsätzlich ist aber auch vorstellbar, dass der Rucksacksender Prädatoren auf den Vogel aufmerksam macht, die Vögel sich leichter in der Vegetation verheddern oder andere technische Faktoren die Laufzeit der Sender negativ beeinflussen. Aus diesem Grund ist es wichtig, dass besenderte Vögel zusätzlich mit einer Farbmarkierung versehen werden, um mit dieser Kontrolle Überlebensraten der Vögel und der Technik trennen zu können.

Neben den Vögeln mit Rucksacksendern wurden weitere Weißwangengänse gefangen. Diese restlichen Vögel wurden nur mit codierten Farbfußringen markiert. Von den insgesamt 630 gefangenen Gänsen waren 268 adulte Weibchen und 274 adulte Männchen. Von den Immaturen waren 47 Weibchen, 38 Männchen und drei konnten nicht bestimmt werden. Erstmals konnten 2019 die gefangenen Weißwangengänse während der Beringung veterinärmedizinisch mit einem mobilen Röntgengerät (Portable x-ray PX-15HF) auf Metallschrote hin untersucht werden (Tab. 6).

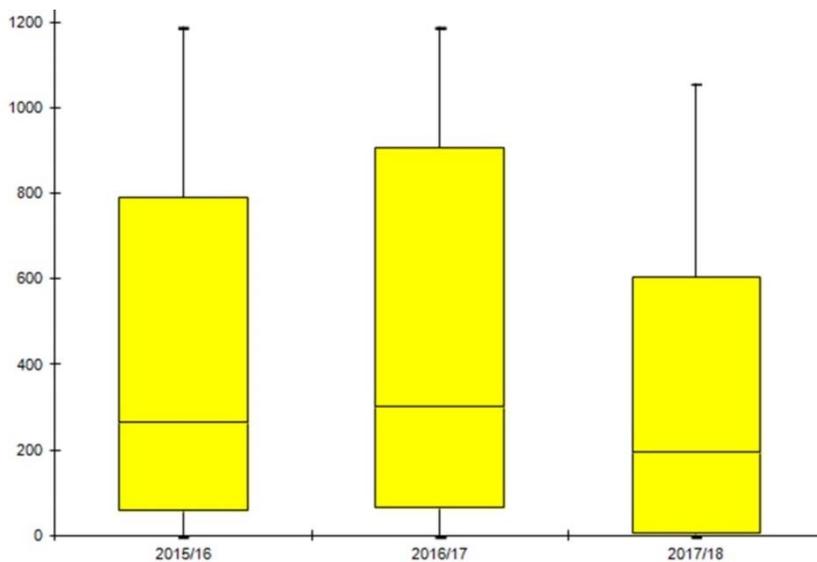


Abb. 30: Sendedauer der Weißwangenganssender (in Tagen nach Freilassung)

Tab. 6: Gefundene Schrotbelastung gefangener Weißwangengänse nach Ergebnissen von Röntgenuntersuchungen im Frühjahr 2019

Freiburg (Elbe) 08. März 2019					
Alter	Geschlecht	Schrot neg.	Schrot pos.	Total	% Anteil
adult	♀	19	4	23	
adult	♂	21	5	26	
adult	Unbekannt	1		1	
adult gesamt		41	9	50	18,0%
juvenile	♀	12	0	12	
juvenile	♂	8	1	9	
juv. gesamt		20	1	21	4,8%
Dyksterhusen (Rheiderland) 25. April 2019					
Alter	Geschlecht	Schrot neg.	Schrot pos.	Total	
adult	♀	50	2	52	
adult	♂	61	3	64	
adult gesamt		111	5	116	4,3%
juvenile	♀	16	1	17	
juvenile	♂	12	0	12	
juv. gesamt		28	1	29	3,4%

Weißwangengänse, die als Art des Anhang I der Vogelschutzrichtlinie nicht bzw. nur unter sehr eingeschränkten Bedingungen bejagt werden dürfen, weisen einen hohen Anteil an mit Schrotten verletzten Vögeln auf (> 10 %, Holm & Madsen 2012). Dies wird auch durch die Röntgen-Untersuchungen im vorliegenden Fall bestätigt. Obwohl grundsätzlich geschützt, bedeutet dieses, dass auf dem gesamten Zugweg ein hoher Anteil an illegaler Bejagung (versehentlich oder sogar vorsätzlich, z.T. allerdings mit Ausnahmegenehmigung) stattfindet (Holm & Madsen 2012), welche auf 3-7 % der Population geschätzt wird. In dieses Bild passen auch die Verluste von besenderten Vögeln (s.o.). Gänse, die Blei im Körper tragen (durch Schrotschuss verwundet, aber nicht getötet, „angebleit“) haben eine höhere Mortalität als nicht verwundete (Madsen & Noer 1996). Ein nicht unerheblicher Anteil (25-62 %, Literaturübersicht in Noer et al. 2007) der Gänsepopulationen weist alte verheilte Schussverletzungen in Form von Schrotkugeln im Gewebe auf. Bei in Deutschland untersuchten Vögeln lag dieser Anteil lediglich bei 20,7 % im Schnitt aller untersuchten, bejagbaren

Gänsearten (Kenntner et al. 2008). Dabei trugen die meisten der untersuchten Vögel 1-2 Schrotkörner im Körper, lediglich ein Vogel trug die Maximalzahl von 7 Schrotkörnern (Kenntner et al. 2008).

4.4.3 Graugans

An den Graugänsen wurden im Rahmen des Projektes v.a. die Brutbiologie und grundlegende Fragen der Raumnutzung und des Migrationsverhaltens der niedersächsischen Population untersucht, da über diese Aspekte nach der Wiederansiedlung in den 1980er Jahren keine Erkenntnisse vorlagen. Speziell um die Brutbiologie der Art intensiv zu studieren, wurden bei den Familienfängen überwiegend adulte Weibchen mit Sendern ausgestattet, um diese in der kommenden Saison von Nestbau bis zum Flüggewerden der Jungen verfolgen zu können. Die Männchen und alle eingefangenen Gösse (Küken) des Jahrgangs wurden - soweit sie groß genug waren - mit gelben Halsmanschetten markiert. Kleine Küken wurden ausschließlich mit dem Vogelwartenring (Vogelwarte Helgoland, DEW) aus Metall markiert (Tab. 7).

Tab. 7: Anzahl markierter Graugänse an den einzelnen Fangplätzen (fett = Kernuntersuchungsgebiete)

Ort	LK	Jahr	Anzahl Gänse	Halsband	Sender
Dümmer	DH	2016	51	31	12
Dümmer	DH	2017	53	24	23
Dümmer	DH	2018	22	12	0
Dümmer	DH	2019	67	41	0
Großes Meer	AUR	2016	29	16	12
Großes Meer	AUR	2017	138	80	23
Großes Meer	AUR	2018	31	29	0
Großes Meer	AUR	2019	11	11	0
Ems	LER	2016	4	0	4
Ems	LER	2018	2	1	1
Sandwater	AUR	2018	43	38	0
Sandwater	AUR	2019	50	45	0
Jader Marsch	BRA	2018	17	13	0
Jader Marsch	BRA	2019	7	7	0
Leda-Jümme	LER	2018	6	6	0
Leda-Jümme	LER	2019	13	13	0
Ankum	OS	2018	14	12	0
Ankum	OS	2019	17	16	0
Bissendorf	OS	2018	5	5	0
Barnten	HI	2017	20	18	2
Barnten / Giften	HI	2018	25	22	0
Barnten / Giften	HI	2019	10	9	0

Zunächst wurden Graugänse nur in den beiden Kernuntersuchungsgebieten Dümmer und Großes Meer markiert, wo diese in den 1960er bzw. 1980er Jahren angesiedelt worden waren (vgl. Kruckenberg 2019a). Aufgrund lokaler Konflikte wurden 2017 auch in der Leineau bei Barnten Graugänse markiert und aufgrund der ersten Ergebnisse wurden ab 2018 die Aktivitäten auf weitere Vorkommen in Niedersachsen ausgeweitet (vgl. Kap. 16).

Aufgrund von Jagdeinflüssen, Prädation und anderen Faktoren gingen über den Projektzeitraum Sender verloren. Das Schicksal der jeweiligen Sender zu verfolgen, ist relativ schwierig. Von zahlreichen Sendern ist daher der Verbleib ungeklärt. Ein Abgleich mit den Senderdaten aus Movebank

sowie den Ablesungen aus dem Gelände (www.geese.org) lässt Rückschlüsse zu. Tab. 8 stellt den aktuellen Status der Grauganssender vor.

Tab. 8: Verbleib bzw. Status der Grauganssender (Stand 20.02.2020)

Gebiet	Status	Anzahl	Gesamt
Dümmer	lebend	14	33
	sicher geschossen	6	
	Ring gefunden	1	
	unbekannt	12	
Großes Meer	lebend	8	33
	geschossen	10	
	von Hund getötet	1	
	unbekannt	14	
Barnten / Giften	geschossen	1	2
	Ring gefunden	1	
Leer (Ems)	lebend	2	5
	geschossen	3	

Die Sender geschossener Vögel wurden oftmals an der Naturschutzstation Dümmer abgegeben. In einigen Fällen wurde auch eine email geschickt und der Sender konnte vor Ort abgeholt werden. Allerdings musste öfter der Sender geborgen werden, weil dieser nach dem Abschuss einfach weggeworfen wurde. In diesen Fällen konnte der Verbleib des Senders eindeutig geklärt werden. Ebenso eindeutig ist es, wenn das Senderhalsband noch im Dezember 2019 abgelesen und gemeldet wurde. Durch diese Ablesungen gibt es auch gute Hinweise für einige Sender, die keine Daten mehr liefern, aber deren Träger noch lebt. Abb. 31 zeigt ein solches Halsband, das eindeutig von mindestens einem Schrotkorn getroffen und zerstört wurde, obwohl der Vogel selbst noch lebt.

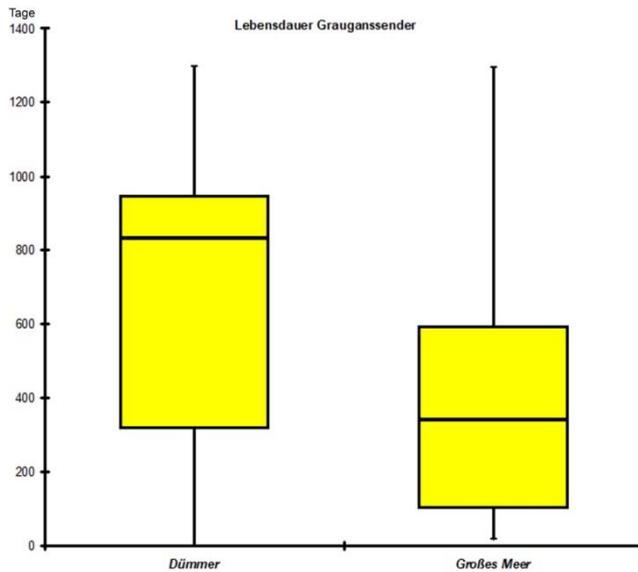


Abb. 31: Graugans D20 weiß mit sichtbar zerstörtem Halsbandsender (Foto: Helmut Kruckenberg 20.5.2019, Alte Maar, Hieve)

Aufgrund der Senderdaten aus www.movebank.org kann die Laufzeit der einzelnen Sender berechnet werden. Dabei wurde die Zahl der Tage berechnet, die der Sender online war. Für noch aktive Sender wurde der 15.1.2020 als Stichtag gewählt. Abb. 32 zeigt diese für die beiden Untersuchungsgebiete. Im Median liefen die Sender am Dümmer signifikant länger (Wilcoxon-Mann-Whitney $p=0,006$, im Mittel Dümmer = 704 Tage zu Großes Meer = 417 Tage, Differenz 287 Tage, Tab. 9).

Tab. 9: Rahmendaten Senderlaufzeit (Tage) Graugans Dümmer vs. Großes Meer

	Dümmer	Großes Meer
N	33	33
Mittel	703,75	417,09
Minimum	0	17
25%	318	103
Median	833	340
75%	945	593
Maximum	1299	1296



Die Überlebenswahrscheinlichkeit der besenderten Graugänse wurde nach der Methode von Mayfield (1961) anhand der nachweislichen Todesfälle und der Zeitspanne in Tagen von der Besenderung bis zum letzten Nachweis durch den Sender oder die Ableseung des Halsrings (bei defektem Sender) berechnet. Der Unterschied zwischen den Überlebensraten am Dümmer und am Großen Meer ist nicht signifikant ($Z = 1,07$; $p > 0,05$; Test nach Johnson 1979). Die längere Lebensdauer der Sender am Dümmer ist im Einklang mit leicht größeren Überlebensraten der Graugänse am Dümmer im Vergleich zum Großen Meer (Tab. 10). Die Geschlechter unterscheiden sich in den Überlebensraten nicht.

Abb. 32: Laufzeit der Sender nach Beringungsgebiet

Tab. 10: Überlebensraten der Graugänse (berechnet nach Mayfield 1961) in den beiden Untersuchungsgebieten Dümmer und Großes Meer sowie in den beiden Geschlechtern in Gesamt-Niedersachsen. w = weiblich, m = männlich, UG = Untersuchungsgebiet,

Untersuchungsgebiet	Dümmer	Großes Meer	alle (NI)	
	w+m		w	m
Schicksal				
Erlegt	5	7	10	5
andere Todesursache	0	1	0	2
Unbekannt	21	21	31	14
Gesamtergebnis	26	29	40	21
jährliche Überlebensrate	0.924	0.876	0.899	0.872

4.5 Untersuchung auf AIV

Seit 2017 wurden die gefangenen Gänse sowie einige Beifänge im Auftrag des LAVES (Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) mittels Rachen-Kloakentupfern auf Aviäre Influenza (AIV, „Vogelgrippe“) untersucht. Hierbei wurde den Tieren beim Beringen mit einem Tupfer ein Abstrich im Rachen und anschließend in der Kloake genommen. Die Probenahme konnte in die normalen Abläufe beim Beringen sehr gut eingepasst werden. Die Tupfer wurden nach der Beprobung in ein Medium überführt, welche gekühlt wurde und am Folgetag in das Veterinärinstitut Hannover gebracht.

Im Jahr 2017 wurden 170 Graugänse (LK AUR, DH, HI, VEC) beprobt. Im Jahr 2018 waren dies 16 Weißwangengänse (LER) Leer sowie 1 Nilgans *Alopochen aegyptiaca* (AUR), 34 Kanadagänse *Branta canadensis* (AUR, OS), 1 verwilderte Hausgans *Anser anser domestica* (AUR), 2 Stockenten *Anas platyrhynchos* (DH) und 171 Graugänse (AUR, DH, HI, LER, OS), in 2019 insgesamt 120 Graugänse (AUR, DH, HI, LER, OS).

Alle 525 beprobten Gänse wurden negativ auf AIV getestet (LAVES brfl.).

Alle Beprobungen erfolgten auf Veranlassung und mit Genehmigung des LAVES. Die Landkreise wurden vom LAVES direkt informiert.

5 Faktorenmonitoring: jagdliche Aktivitäten, „Landschaftsfaktoren“ und „potentielle Störreize“

Oliver Keuling, Joseph Schnitzler, Tobias Schaffeld, Helmut Kruckenberg, Sander Moonen, Franz Bairlein, Andreas Ruser, Ursula Siebert

5.1 Einleitung

Im Fokus des Auftrages des Landtages standen vornehmlich die jagdlichen Einflüsse auf überwinternde Gänse. Es ist aber unbedingt erforderlich, auch andere potenzielle Einflussgrößen auf das Verhalten der Gänse zu berücksichtigen, da nur so die jeweils relative Bedeutung der einzelnen Faktoren beurteilt werden kann. Deshalb ist eine umfassende zeitgenaue Dokumentation des jagdlichen Geschehens sowie weiterer potenzieller Störungen und anderer beeinflussender Faktoren in den Untersuchungsgebieten ganz wesentlich für die Klärung der Fragestellungen des Projektes zu den Auswirkungen der jagdlichen Ereignisse auf das Verhalten der Gänse. Aus den GPS-Daten der Sendertiere lassen sich Analysen zu Fluchtverhalten, Aktivitätsmustern, Raumnutzung und deren Auswirkungen auf Schadensmuster (Ausprägung und Verteilung, siehe TP_J1_1) durchführen und somit können diese Ergebnisse in ungestörten mit gestörten Situationen vergleichend ausgewertet werden. Diese Raum-Zeit-Daten liefern in der abschließenden Synthese mit den anderen Daten maßgeblich den Erklärungswert für eine Vielzahl von beobachteten Geschehnissen.

In den 1990er Jahren etablierte sich ein Forschungsfeld "Störungsbiologie" in der Verhaltensforschung, das sich mit den Interaktionen von Tieren mit anderen Tieren, der Umwelt oder menschlichen Aktivitäten befasste. Vorangestellt werden folgende zwei Definitionen des Störungsbegriffs, die den Begriff der Störung zunächst kurz erläutern (BfN):

1) Stock et al. (1994) definieren Störungen "als nicht zur normalen Umwelt von Organismen, Populationen oder zum normalen Haushalt von Ökosystemen gehörenden Faktoren oder Faktorenkomplexe, häufig vom Menschen ausgelöst, die reversible oder irreversible Veränderungen in den Eigenschaften dieser Systeme bewirken" (Stock et al. 1994). Auch bei einem Eingriff oder Einfluss im weiteren ökologischen Sinn, wie z.B. Feuer, Windbruch, Mahd, Beweidung kann von einer Störung gesprochen werden. Im Naturschutz (wie auch im Folgenden hier) interessieren in der Regel die anthropogenen Eingriffe.

2) Bei Störungen handelt es sich um äußere Einwirkungen, die sich negativ auf das Energie- und/oder Zeitbudget des Tieres auswirken können. Störungen können verursacht werden von anderen Tieren (Feinde/ unbekannte Großtiere), von Vorgängen in der Umwelt (Hochwasser, Stürme etc.) sowie von Menschen. "Störung unterbricht oder verändert andere (lebenswichtige) Aktivitäten, wie Nahrungsaufnahme, Nahrungssuche, Sich-Putzen, Brüten, Füttern oder andere Aktivitäten im Zusammenhang mit der Fortpflanzung sowie Abläufe in der Entwicklung von Tieren oder ihr Ruhen" (Reicholf 1999).

Da der Begriff "Störung" bereits eine Wertung der aufgetretenen Reizwirkung enthält, schlagen Stock et al. (1994) vor, das Störereignis in den von der Störquelle ausgehenden Störreiz und in die Störwirkung (Reaktion des gestörten Individuums) einzuteilen. Als dritten Begriff führen die Autoren die Konsequenzen für das gestörte Individuum sowie für die nachfolgenden Ebenen (die Population/ die Biozönose/ das Ökosystem) an. Nach Auffassung von Stock et al. (1994) sollten diese drei Begrifflichkeiten grundsätzlich auf den verschiedenen Ebenen (Individuum, Population usw.) unterschieden und so exakt wie möglich erfasst werden (BfN³).

³ Zitat: www.BfN.de/themen/tourismus-sport/sport/definitionen-und-recht/definition-stoerung.html

Als Störreizquellen können eine Vielzahl von Faktoren auftreten (Madsen 1995, Rutschke 1997, Tombre et al. 2005, Bergmann et al. 2006, Klaassen et al. 2006), so neben der eingangs bereits erwähnten Jagd (Übersichten zu Jagd als Einfluss in Owen 1993, Kalchreuter 2000, 2003, Linderoth 2007, Kruckenberg et al. 2008) auch Flugverkehr (Belanger & Bédard 1989, Sossinka & Niemann 1994), Straßenverkehr (z. B. Madsen 1985, Kruckenberg et al. 1998, Laursen et al. 2005), Windkraftanlagen (z.B. Schreiber 2000, Kruckenberg & Jaene 2001, Kowallik & Borbach-Jaene 2001), Freizeitaktivitäten (Madsen 1998a, b) und viele weitere Faktoren.

In der hier durchgeführten Studie liegt die Betrachtung auf dem Individuum. Im Brennpunkt der Betrachtungen stehen dabei anthropogene Störreizquellen. Dabei muss zwischen direkten Störungsereignissen und dauerhaften (statischen) sowie potentiellen Störreizen unterschieden werden.

5.2 Jagdliche Aktivitäten

Oliver Keuling, Joseph Schnitzler, Tobias Schaffeld, Andreas Ruser, Ursula Siebert

5.2.1 Material und Methoden

Die jagdliche Aktivität sollte durch eine Protokollierung durch die Jägerschaft selbst erfolgen. Der Datenrücklauf war jedoch sehr unbefriedigend, weshalb der Einsatz von automatischen Akustikrekordern erfolgte und zudem als indirektes Maß jagdlicher Aktivität die Jagdstrecken ausgewertet wurden.

5.2.2 Protokollierung durch Jäger

Grundlage für die Frage möglicher jagdlicher Einflüsse auf das Verhalten der überwinternden Gänse sollte die zeitgenaue Dokumentation des Jagdgeschehens sein. Deshalb sollte zeitgenau ermittelt werden, wo und wann (Datum, Uhrzeit) welche Schusszahlen abgegeben und wie viele Tiere erlegt wurden. Zusätzlich sollten als Kontrolldaten auch alle anderen potentiellen Störungen erfasst werden. Hierzu wurden im Jahr 2016 (bzw. für das Jagdjahr 2016/17) die Jäger in den Kerngebieten Ems-Dollart-Region, (EDR) Großes Meer (GM) und Nordkehdingen (NKD) gebeten, die entsprechenden Daten während ihrer Jagden und anderer Revier-Besuche zu erheben (siehe Protokollbogen Anhang). Für diese Form der Datenerhebung wurde seitens der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. (LJN) volle Unterstützung bereits im AK Gänsemanagement zugesagt. Die Fragebögen wurden im Vorfeld bei etlichen Versammlungen und Revierpächtersitzungen vorgestellt, diskutiert und verändert, um einen möglichst „anwenderfreundlichen“ Vordruck ausgeben zu können. Zur Verbesserung der Akzeptanz des Projektes und zur Erhöhung der Rückmeldungen durch die Jäger wurde das Projekt weiterhin auf verschiedenen Versammlungen in den Projektgebieten (Jägerschaften, Hegeringe, Revierpächtertreffen) vorgestellt. Zusätzlich fanden Telefonate, Email-, Fax- und Briefwechsel mit Verbandsfunktionären und Jägern statt. Aufgrund von Angaben der Jägerschaften wurden für die einzelnen betroffenen Reviere in Ostfriesland Revierkarten erstellt und zusammen mit den Protokollvordrucken in Papierform über die Hegeringleiter an insgesamt 126 Revier in Ostfriesland (EDR+GM) verschickt. Die Jäger in Nordkehdingen wurden auf Wunsch der dortigen Jagdfunktionäre direkt von den Jagdverbänden informiert. Zusätzlich wurde in der Jagdpresse sowie im Internet über die verschiedenen Projektteile informiert (siehe Kruckenberg et al. 2016a,b)

Weitere Informationen wurden aus den Meldungen der Erlegungsdaten zu den für die Demografiestudie eingesandten Schwingen (Kapitel 15.1) abgeleitet.

Trotz des sehr hohen Aufwands fiel die Rückmelderate und Mitarbeit der Jäger sehr gering aus. Das ITAW hat seit Jahrzehnten sehr gute Kontakte zu Jägern und Jägerschaften. Die Mitarbeit der Jäger bei der Wildtiererfassung in Niedersachsen (WTE) liegt bei ca. 80 %, in allen bisher durchgeführten Projekten konnte das ITAW immer auf eine große Unterstützung der Jäger vor Ort bauen. Leider sind die entsprechenden Daten, die für die Untersuchung benötigt werden, trotz des hohen Betreuungsaufwands nicht in dem gewünschten und benötigten Maße geliefert worden. Die Gründe hierfür sind in einer großen Frustration der Jäger begründet, genauere Analysen können aber nicht Bestandteil dieses Projektes sein.

Dieser Umstand führte zu einer Umstrukturierung des Konzepts der Datenerhebung für Stördaten. Daten zu Jagd und Störungen sowie Reaktionen darauf wurden durch die Institutionen selber erhoben. Leider ist dieses mit einem unkalkulierten, hohen zusätzlichen Zeit- und Kostenaufwand verbunden und bleibt daher eine eher lückenhafte, exemplarische Datenerhebung.

Alternativ zu der Direkterfassung jagdlicher Aktivität seitens der Jägerschaft wurden deshalb Akustikrekorder eingesetzt sowie Jagdstrecken herangezogen.

5.2.3 Aufzeichnung akustischer Ereignisse (Schuss, Knallgeräusch)

Aufgrund des geringen Feedbacks der Jäger in den Fragebögen aus dem Jahr 2016/17 zu den jagdlichen Ereignissen wurde eine Erweiterung des Projektes bewilligt und eine zusätzliche Erfassungsmethode durchgeführt: Akustisches Monitoring durch Mikrophon-Rekorder-Anlagen („noise recorder“, SM4 der Firma Wildlife Acoustics, USA, Abb. 33). Schüsse und andere Knallgeräusche konnten anhand von Sonogrammen automatisch detektiert werden. Aufgrund der entsprechenden Reichweite können nur Teilbereiche erfasst werden (vergl. Abb. 46).



Abb. 33: Akustikrekorder Songmeter SM4, Wildlife Acoustics USA, links geöffnet © O. Keuling

Mittels GIS und GoogleEarth wurden die Standorte so ausgewählt, dass möglichst große Bereiche der beiden Untersuchungsgebiete (EDR + NKD) abgedeckt wurden (vergl. Abb. 46). Hierbei wurde die maximal mögliche Reichweite von 2 km als Radius genommen. Unter besonders günstigen Bedingungen kann diese Reichweite tatsächlich erreicht werden. Unter normalen Bedingungen ist jedoch eher eine Reichweite von einem Kilometer realistisch (Probeaufnahmen und Vergleiche, siehe auch Astaras et al. 2017). Aufgenommen wurde von Morgen- bis Abenddämmerung. Im Untersuchungsgebiet „Ostfriesland“ (EDR) wurden insgesamt 17 Akustikrekorder im Zeitraum 05.12.2017 bis 12.03.2018 sowie 09.10.2018 bis 12.12.2018. Im Untersuchungsgebiet „Unterelbe“ (Nordkehdingen NKD) waren 12 Rekorder stationiert (06.12.2017-10.04.2018 und 08.10.2018-

10.12.2018). Insgesamt wurden mit den 29 Rekordern 2.646 Tage akustische Aufnahmen aufgezeichnet. Hierbei entstanden 8,54 TB Datenmaterial (134.000 Dateien).

Aufgrund der enormen Datenmengen mussten Analysemasken (*templates*) mit Algorithmen zur automatischen Identifizierung von Schüssen erstellt werden. Ein Problem der Analyse der akustischen Aufnahmen mit Schüssen ist, dass diese nicht sehr spezifisch sind: Es handelt sich um sehr laute und kurze Töne (0,2 s) in einem niedrigen Frequenzspektrum (150 – 1.500 Hz). Des Weiteren gibt es viele ähnliche Geräusche (zuschlagende Autotüren, Zweige im Wind, Böller, etc.). Die Erstellung entsprechender Algorithmen bzw. Analysemasken war dementsprechend aufwendig.

Um Schüsse eindeutig erkennen zu können wurden am 11.12.2017 verschiedene Geräusche im Freiland aufgezeichnet: Flintenschüsse (je zwei in Entfernungen von 100 m bis 2.000 m jeweils in 100 m Schritten), Büchschüsse (50 m 150 m), Böller 100 m - 200 m, vorbeifahrende KFZ.

Hier eine kurze Übersicht des Arbeitsablaufs (Abb. 34):

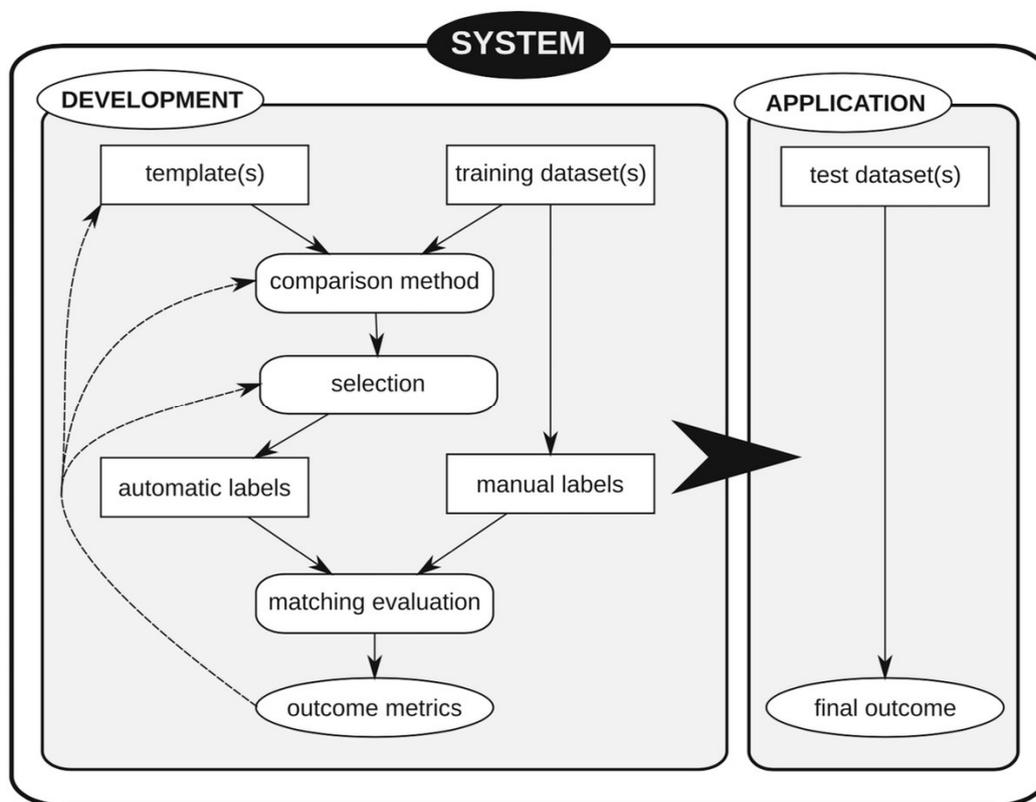


Abb. 34: Automatischer Arbeitsablauf für das Identifikationssystem. Das automatische Identifizierungssystem kann in zwei Hauptbestandteile geteilt werden: Eine erste Phase der Entwicklung, wo das System erstellt wird mit einer oder mehreren Analysemasken die auf eine oder mehrere Trainings-Datensets „angelernt“ werden sowie eine zweite Phase der Anwendung mit einem oder mehreren Test-Datensets. Die durchgezogenen Pfeile zeigen den grundlegenden Weg des Arbeitsablaufs an, die gestrichelten Pfeile zeigen Feedback an, um das System zu optimieren

1. Es wurden vier eindeutige Schuss-Templates ausgewählt (Abb. 35), welche eine gute Übersicht über Dauer- und Frequenzvariationen ergaben. Alle Varianten konnten in den Daten auftreten.
2. Mit relativ einfachen „*templates*“ und einer niedrigen „*cut-off*“ Schwelle wurde ein Datensatz von Nachmittagsaufnahmen an sieben Aufnahmetagen aller 29 Stationen voranalysiert. Auf diesen Aufnahmen wurden 400 schussähnliche Töne inklusive 122 echter Schüsse festgestellt. Die echten Schüsse wurde von einem Akustik-Experten des ITAWs manuell etikettiert und anschließend als Trainings-Datenset verwendet.

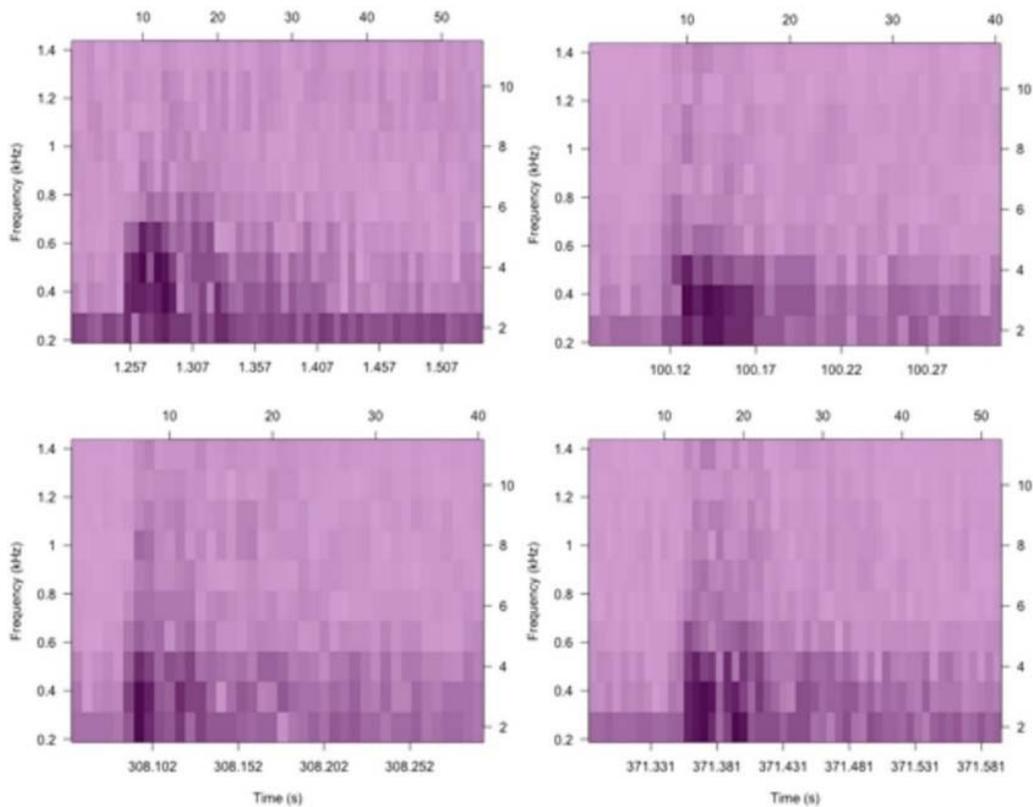


Abb. 35: Visualisierung der vier „templates“ (Analysemasken)

3. Mit der Methode der Spektrogramm-Kreuzkorrelation wurde nach Ähnlichkeit zwischen den „templates“ und dem Trainings-Datenset gesucht.
4. Anwendung der Vergleichsmethode auf das Trainings-Datenset. Die Methode gibt 0|1 Vorhersagen (= Anwesenheit | Abwesenheit oder positiv | negativ) in Referenz auf eine Ausgabeschwelle θ zurück, die die ähnlichsten Ereignisse auswählt.
5. Bewertung der Klassifikationsraten durch das Zusammenbringen der von einem Akustikexperten editierten manuellen Schüsse und der mit der Vergleichsmethode erzielten automatischen Schüsse. Das führt zu 2×2 Konfusionsmatrix (Tab. 11) mit den folgenden Kategorien: (1) wahre Positive (TP), die korrekt positive Vorhersagen sind, (2) falsche Positive (FP), die fälschlich als positiv benannte negative Beispiele sind, (3) wahre Negative (TN), die korrekte negative Vorhersagen sind und (4) falsche Negative (FN), die fälschlich als negativ benannte positive Beispiele sind.

Tab. 11: Konfusionsmatrix zwischen ground truth und Algorithmus-Vorhersage. Angegeben sind die Zahlen an wahr positiven (TP), falsch positive (FP), wahr negative (TN) und falsch negative (FN) Ereignissen

		ground truth	
		wahr	falsch
System	wahr	TP= 88	FP= 10
	falsch	FN= 35	TN= 1680

true positive rate = TPR = **sensitivity** = recall = $TP / (TP+FN) = 88 / (88+35) = 0.715$

true negative rate = TNR = **specificity** = $TN / (TN + FP) = 1680 / (1680+10) = 0.994$

false positive rate = FPR = $1 - \text{specificity} = FP / (FP + TN) = 10 / (10+1680) = 0.006$

positive predictive value = PPV = **precision** = $TP / (TP+FP) = 88 / (88+10) = 0.898$

6. Einschätzung der „performance“ der Vergleichsmethode durch Berechnung der Ergebnispräzision (*outcome metrics precision*).
7. Optimierung der Systemleistung durch „tuning“ der Parameter des Systems insbesondere der Ausgabeschwelle θ . Die Systemleistung wird durch das Konstruieren einer Empfänger-charakteristischen Betriebskurve (receiver operating characteristic curve, ROC-Kurve, vergl. Abb. 36) bewertet. Durch Plotten von $FPR(\theta)$ auf der X-Achse gegen $TPR(\theta)$ auf der Y-Achse entsteht die ROC-Kurve. Der Bereich unter der Kurve (AUC) ist ein Maß für die Leistung des Systems. Das AUC wird durch die Berechnung des Integrals von $TPR(\theta)$ in Bezug auf $FPR(\theta)$ unter Anwendung der Trapezregel-Integration erhalten. Da wir viele schussähnliche Töne in unseren Aufnahmen haben, wurde die Schwelle 0,76 als die beste Produktionsschwelle θ mit einem guten TPR (71 %) und einem fast ungültigen FPR (0,5 %) gewählt. Das bedeutet, dass 30 % der Schüsse unentdeckt bleiben könnten (FN), aber dass die erkannten Schüsse mit größter Wahrscheinlichkeit tatsächlich Schüsse waren (TP).

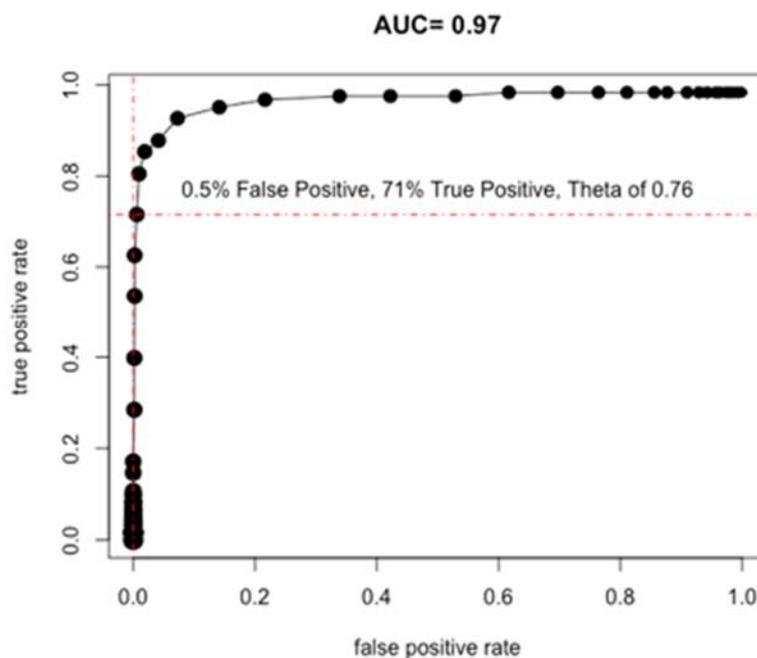


Abb. 36: ROC-Kurve zur Schuss-Identifikation. Das hohe AUC verdeutlicht die hohe Leistung der gewählten templates. Die Kurve wurde durch die Variation der Ausgabeschwelle θ von 0 bis 1 in Schritten von 0,001. Die Größe der Punkte ist relativ zu θ . Der Punkt 0,76 wurde als beste Ausgabeschwelle θ mit einem guten TPR und einem nahe-Null FPR gewählt

8. Anwendung der abgestimmten Vergleichsmethode auf ein unmarkiertes Datenset (Testdatenset). Das Resultat des Systems ist eine Vorhersage der Ereignisse von Schüssen.

Mittels eines neu geschriebenen R-Scripts wurden die Aufnahmen automatisch analysiert. Diese Analyse erstellt eine Tabelle mit den folgenden Werten für jedes Ereignis: Dateiname der Ursprungsdatei, Typ des Ereignisses (KFZ, Schuss), Datum, Uhrzeit (Tab. 12).

Tab. 12: Beispiel einer Ausgabedatei Dateiname der Ursprungsdatei (station_date_starttime), Typ des Ereignisses (KFZ, Schuss), Datum, Uhrzeit

	file	type	date & time	
1	OF17_20180109_111502.wav	car	09/01/2018	11:16:37
2	OF17_20180109_111502.wav	car	09/01/2018	11:23:19
3	OF17_20180109_111502.wav	car	09/01/2018	11:24:07
4	OF17_20180109_111502.wav	car	09/01/2018	11:33:09
5	OF17_20180109_111502.wav	car	09/01/2018	11:34:24
6	OF17_20180109_111502.wav	shot	09/01/2018	11:30:08

Abschließend wird eine Grafik zur Kontrolle erstellt (Abb. 37):

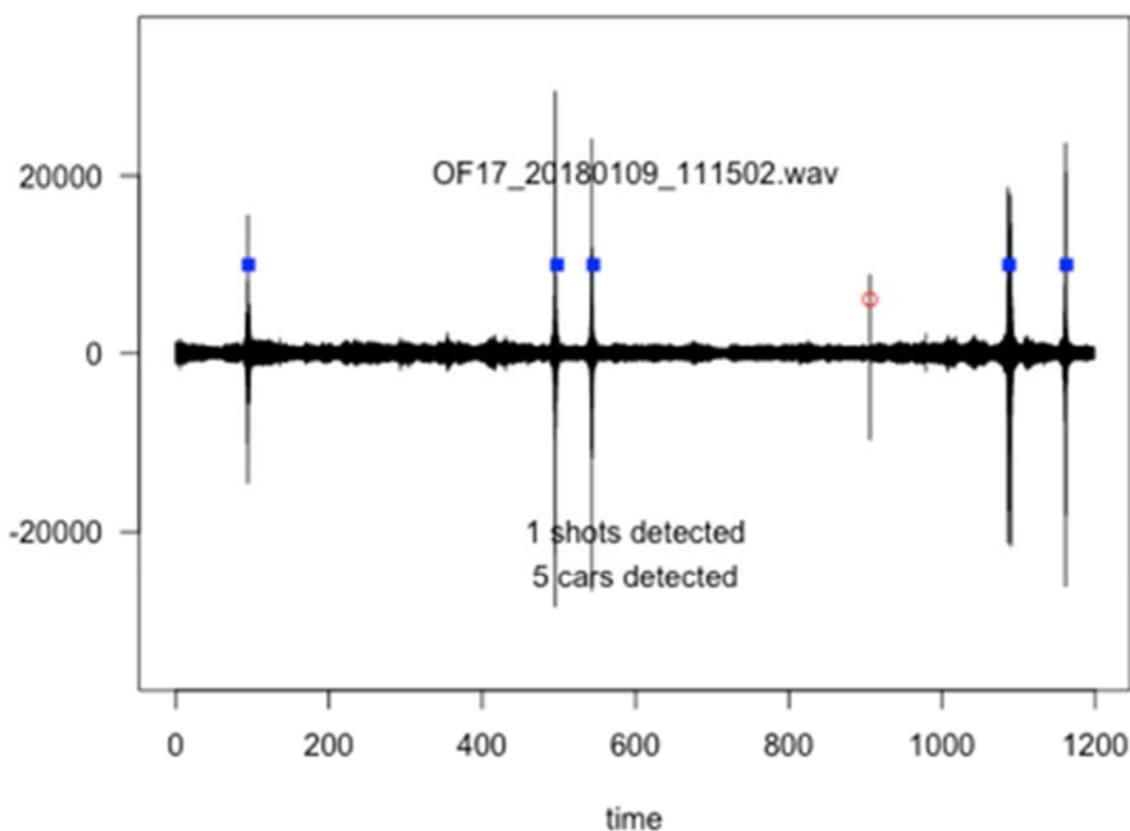


Abb. 37: Grafik des Analyseergebnisses auf der Amplitudenkurve der Aufnahme (OF17_20180109_111502.wav). 1 Schuss (roter Kreis), 5 KFZ (blaue Quadrate)

5.2.4 Jagdstreckendaten auf Jagdbezirksebene

Um in der Fläche einen besseren Eindruck zu bekommen, an welchen Orten verstärkt Störungen durch Jagd stattfinden, wurden im Jahr 2019 die Jagdstreckendaten für die Jagdjahre 2015/16 bis 2018/19 auf Jagdbezirksebene von den zuständigen Landkreisen abgefragt. Die Landkreise Leer, Aurich, Emden, Vechta und Diepholz haben die angefragten Daten - sofern verfügbar - geliefert. Der Landkreis Stade wollte aus datenschutzrechtlichen Bedenken die Daten nicht zur Verfügung stellen, so dass trotz einer positiven Stellungnahme des Niedersächsischen Landkreistages bis zur Erstellung des Berichtes keine Jagdstreckendaten aus dem Landkreis Stade vorliegen.

Die Jagdstreckendaten der einzelnen Jagdbezirke wurden dann wie folgt gefiltert: es wurden nur die Niederwildstrecken verwendet, da die Einzelereignisse Rehwild, Damwild und Schwarzwild häufig außerhalb der betrachteten Zeiträume und überwiegend in der Nähe von Wald bzw. Feldgehölzen stattfinden. Bei den Raubwildstrecken wurde kleineres Raubwild (Stein- und Baumarder, Iltis, Hermelin) nicht berücksichtigt, da dieses vorwiegend mit der Falle gefangen wird. Daher wurden diese Jagdstrecken aufsummiert und dann auf die Jagdfläche der Jagdbezirke bezogen.

Es kann anhand der Jagdstrecken nicht unterschieden werden, ob es sich um Treibjagden, größere Bejagungsaktionen (z.B. Gemeinschaftsjagd auf Enten, Gänse, Tauben oder Krähen) oder um Einzeljagd handelt, da diese Daten nicht über die Jagdstrecken erfasst werden. Die Schusszahlen stimmen nie mit der Jagdstrecke überein. Wohl wissend, dass diese Herangehensweise nicht den tatsächlichen Jagddruck widerspiegelt, wird dieser Index lediglich als Hinweis auf verschiedene Bejagungsintensitäten im Winterhalbjahr in den einzelnen Revieren verwendet und im Folgenden als Mindestschussindex bezeichnet.

5.3 Ergebnisse Faktorenmonitoring

5.3.1 Ergebnisse Störungsbeobachtungen Jäger

Im Projektjahr 2016 wurden aus 13 Revieren Störungsbögen in Ostfriesland zurückgesendet. 2017 erfolgten keine Meldungen. Insgesamt wurden 154 Ereignisse erfasst, wovon der größte Teil eigene jagdliche Ereignisse waren (Abb. 38), nur die direkt hierbei gemachten Beobachtungen anderer potentieller oder tatsächlicher Störungen wurden notiert. Es gab keine zusätzlichen Meldungen von anderen Störungen außerhalb der jagdlichen Aktivitäten.

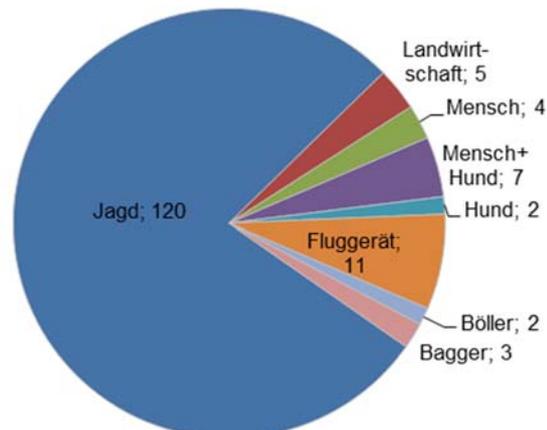


Abb. 38: Anzahlen der von den Jägern gemeldeten potentiellen Störereignisse (N = 154)

Am häufigsten wurden Reaktionen auf Hunde und Menschen notiert (Abb. 39, Abb. 40). bei jagdlichen Ereignissen wurden keine Reaktionen gemeldet, in zwei Fällen wurde jedoch explizit darauf hingewiesen, dass die Gänse keine Reaktion gezeigt haben. Davon wurde lediglich in 19 Fällen ein Auffliegen gemeldet, wovon die Gänse wiederum in 21 % direkt oder in direkter Nähe wieder eingefallen sind (Abb. 40).

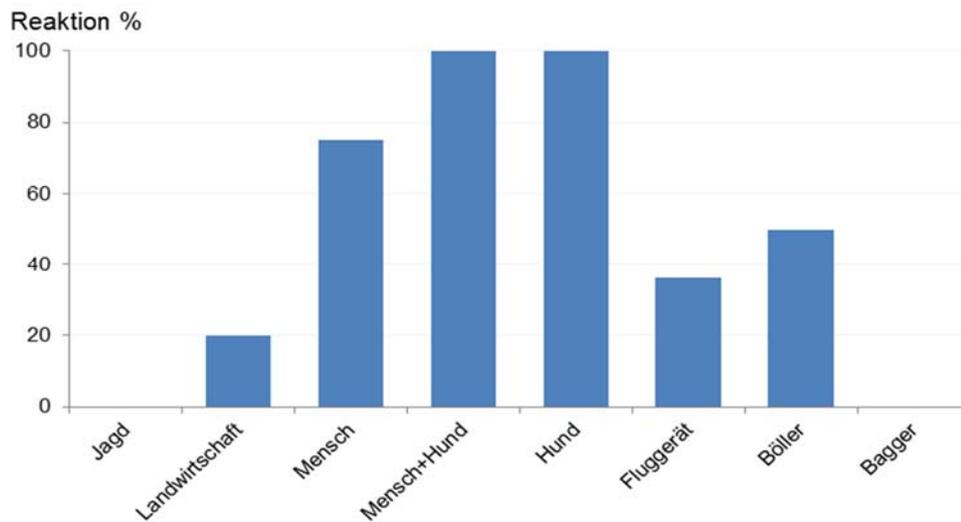


Abb. 39: Anteile der Reaktionen pro gemeldetem potentiellm Störfaktor (N = 18)

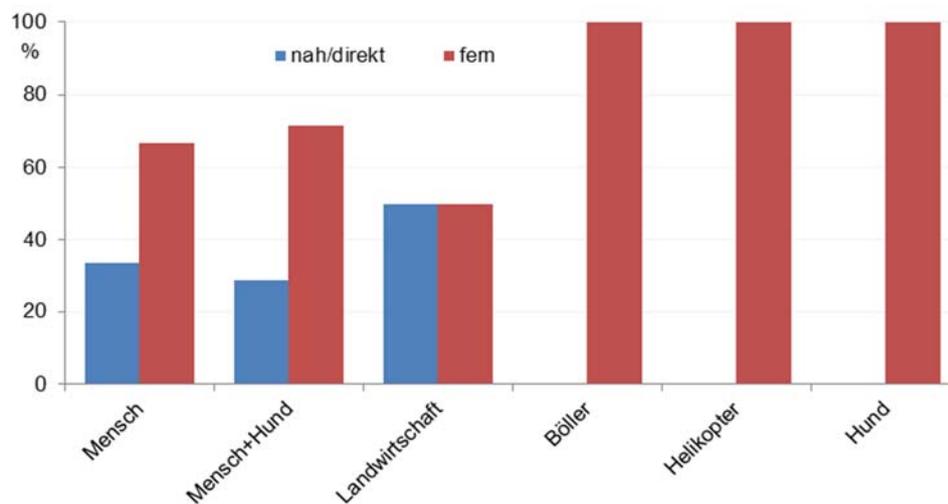


Abb. 40: Verhalten bei einer Reaktion der Gänse auf eine Störung. nah/direkt: unmittelbar wieder an derselben Stelle oder in unmittelbarer Nähe eingefallen, fern: ein Einfallen nicht oder weit entfernt beobachtet (N = 18)

Die meisten jagdlichen Ereignisse fanden laut den Angaben der Jäger im Monat Dezember, gefolgt von November und Oktober statt (Abb. 41, vergl. auch ähnliche Ergebnisse des akustischen Monitorings Kap. 5.3.2, Abb. 43, Abb. 44). Im gesamten Zeitraum fand somit pro Revier ein Jagdereignis pro Monat statt. Hierbei gab es Reviere in denen auch einen Monat lang gar nicht, in anderen bis zu 6-mal pro Monat gejagt wurde (auch andere Jagdarten). Lediglich im Dezember wurde in allen Revieren mindestens einmal gejagt. In den Hauptjagdmonaten Oktober bis Januar fanden pro Monat und Revier im Mittel 1,7 Jagdereignisse statt. Ein Großteil der gemeldeten Jagdereignisse waren Gänsejagden, gefolgt von Niederwild-Treibjagden (Abb. 42). Lockjagd auf Gänse mit der Tarnliege wurde von den meldenden Jägern nur selten betrieben.

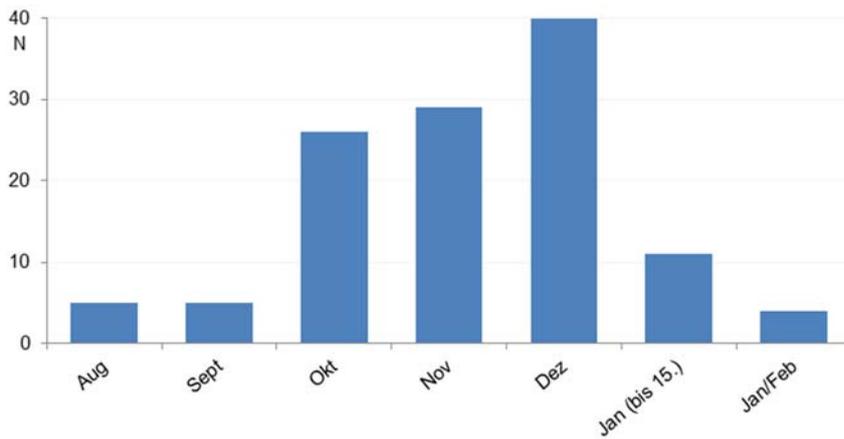


Abb. 41: Anzahl der Jagden pro Monat/Zeitraum (N = 120)

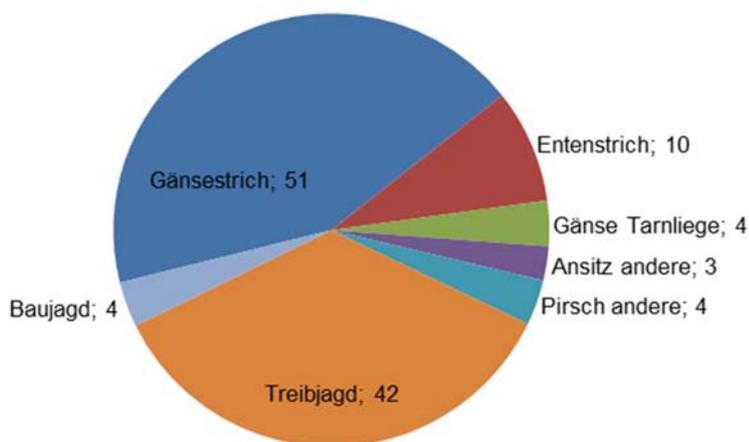


Abb. 42: Anteile und Anzahlen der Jagdarten an den gemeldeten Jagdereignissen (N = 118)

5.3.2 Aufzeichnung akustischer Ereignisse (Schuss, Knallgeräusch)

Insgesamt wurden relativ wenige Knallgeräusche (Schüsse, Böller etc.) aufgezeichnet. Das zeichnet sich auch in der Verteilung ab (vergl. Abb. 46).

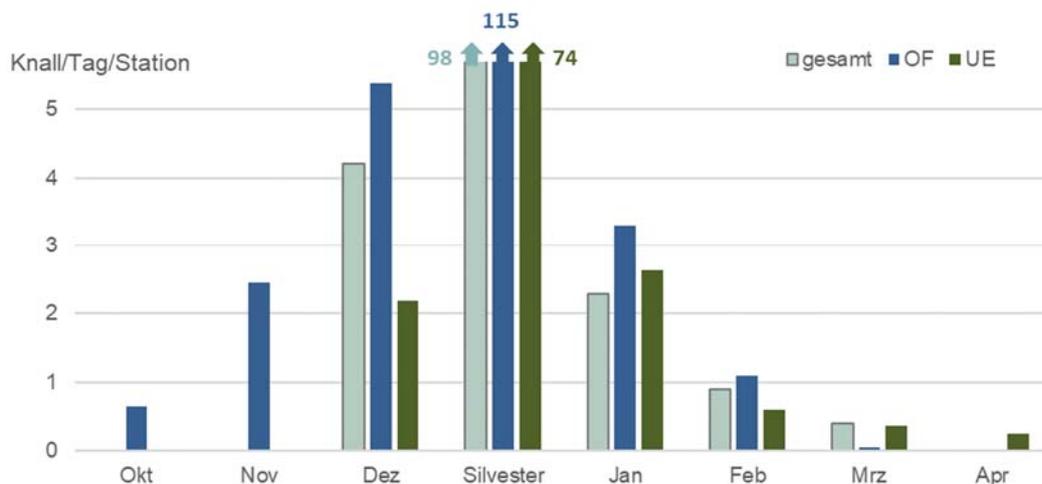


Abb. 43: Anzahl Knallgeräusche/Tag/Standort je Monat gesamt und in den beiden Untersuchungsgebieten. OF = Ostfriesland, UE = Untere Elbe, KW = Kalenderwoche. Nullwerte = keine Daten, Silvester = 31.12.+01.01.

Pro Tag und Station werden im Mittel deutlich weniger als 3 Knallgeräusche erzeugt – und somit auch weniger als 3 Schüsse abgegeben (Abb. 43, Abb. 45). Pro Quadratkilometer fällt im Mittel also weniger als ein Schuss alle vier Tage. Sehr deutlich herausragend sind die Knallgeräusche an Silvester und Neujahr, obwohl die Aufzeichnungen nur während der Tagesphase stattgefunden haben (Abb. 43) und somit die nächtliche „Böllerei“ nicht mit aufgezeichnet wurde. Das bedeutet auch gleichzeitig, dass pro Standort und Woche im Mittel nur wenige Schüsse bzw. Knallgeräusche detektiert wurden (Abb. 44). Die Zeiten intensiverer Jagdaktivitäten sind offensichtlich im November, Dezember sowie in Ostfriesland auch im Januar (Abb. 44). In den übrigen Monaten findet im Mittel nur wenig Jagd statt, d.h. es sind nur vereinzelt Knallaktivitäten und somit potentielle Störungen zu vermerken.

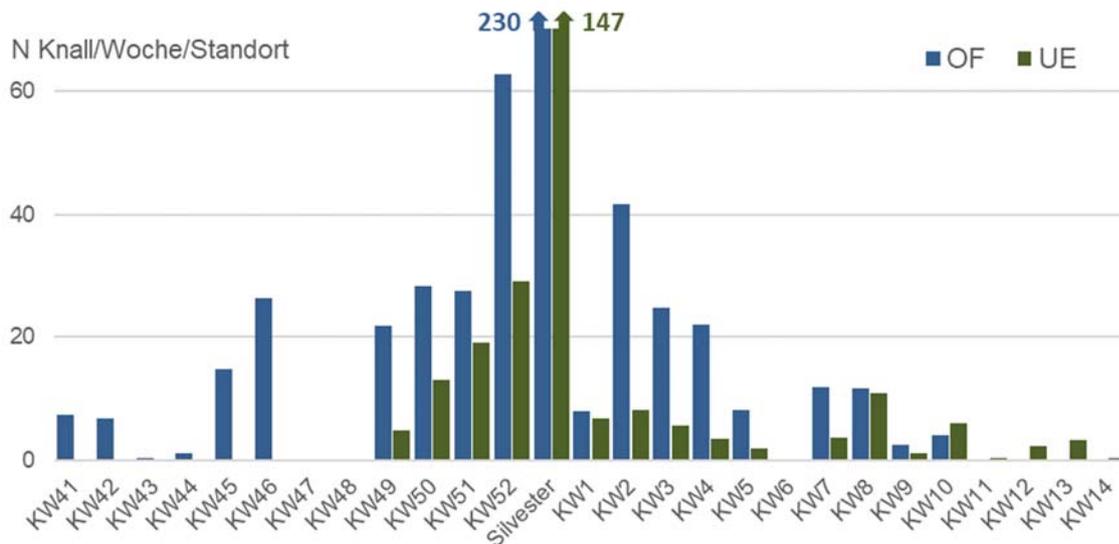


Abb. 44: Anzahl Knallgeräusche/Kalenderwoche/Standort. OF = Ostfriesland, UE = Unterelbe, KW = Kalenderwoche. Nullwerte = keine Daten, Silvester = 31.12.+01.01.

An einzelnen Standorten kommen deutlich mehr Knallgeräusche vor (Abb. 45 und Abb. 46; vergl. auch Abb. 51). Diese Standorte liegen immer außerhalb der Vogelschutzgebiete, lediglich zwei dieser Standort mit hoher Knallzahl grenzen direkt an Vogelschutzgebiete an, die Hauptdetektionsflächen liegen jedoch außerhalb der VSG.

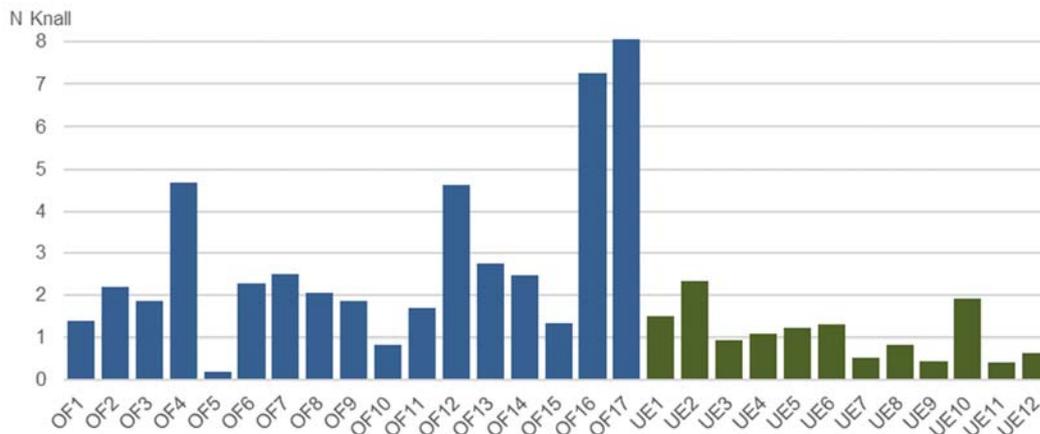


Abb. 45: Mittelwert Knallgeräusche pro Station und Tag (ohne Silvester und Neujahr)

Die höchsten Knallzahlen waren in den Vormittagsstunden sowie nachmittags bis Dämmerung zu beobachten (Abb. 47). Dieses ist in Übereinstimmung mit den Jagdstrecken (siehe nächstes Kapitel). Niederwildjagd findet vorwiegend in den „echten“ Tagesstunden statt: der Morgenstrich wird

nur vereinzelt genutzt, in den Morgenstunden werden Krähen und Gänse mit dem Lockbild bejagt, Treibjagden finden tagsüber statt, wobei meistens eine Mittagspause stattfindet, Die Jagd auf Krähen und Tauben am Schlafbaum sowie die Jagd am Gänse- und Entenstrich findet in den Stunden vor der Abenddämmerung statt. Einzeljagd auf Schalenwild ist ebenfalls vorwiegend in den Morgen- und v.a. Abendstunden zu finden.

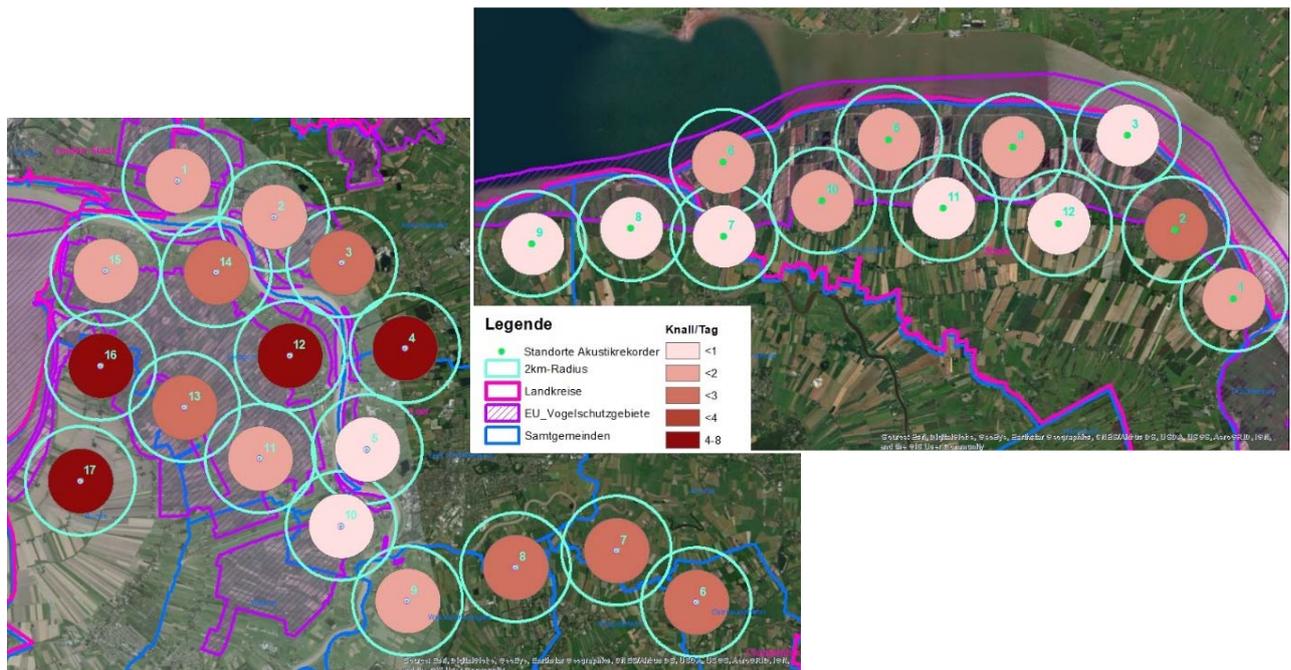


Abb. 46: Standorte der Akustikrekorder inkl. Detektionsradien und Knallintensitäten (Knall/Tag/Station). Links: Ostfriesland, rechts: Unterelbe; Zahlen an den Stationen beschreiben die Standortnummer.

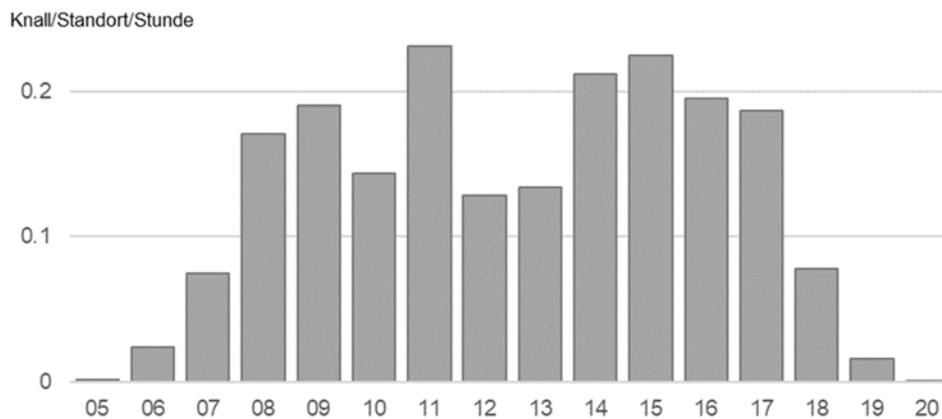


Abb. 47: Mittelwert der Knallgeräusche pro volle Stunde pro Standort in beiden Untersuchungsgebieten zusammengefasst (ohne Silvester und Neujahr)

5.3.3 Jagdstreckendaten auf Jagdbezirksebene

Insgesamt wurden 303 Jagdbezirke (JB) berücksichtigt, davon 32 um den Dümmer und 271 in Ostfriesland. In den einzelnen Jahren schwankte die Anzahl der gemeldeten Daten zwischen 184 und 298 Jagdbezirken. Im Mittel wurden hierbei pro Jagdbezirk 21 Stück Wild/km²/Jahr erlegt, also mindestens so viel Schuss/km²/Jahr abgegeben (je nach Jahr 18-24 Schuss/km², Median 14, 13-16).

Je nach Jahr sind in 3-9 Jagdbezirken keine Schüsse erfolgt, der Maximalwert lag bei 244 Schuss/km² intensive Kaninchenbejagung zum Küstenschutz. In etwa je einem Drittel der Jagdbezirke wurden weniger als 10 Schuss/km²/Jahr, zwischen 10 und 20 Schuss/km²/Jahr und mehr als 20 Schuss/km²/Jahr abgegeben (Abb. 48, vergl. auch Abb. 51). Am Dümmer war der Anteil Reviere mit weniger als 10 Schuss/km²/Jahr bei 50 % (Abb. 48, vergl. auch Abb. 52). Zieht man nur das erlegte Wasserwild al Referenz heran, so liegen die Werte noch deutlich niedriger. Hier werden im Mittel 6,3 Enten und Gänse pro km² und Jahr erlegt (median 3,6, Abb. 49). Die einzelnen Jahre unterschieden sich kaum (Abb. 50, Abb. 51, Abb. 52).

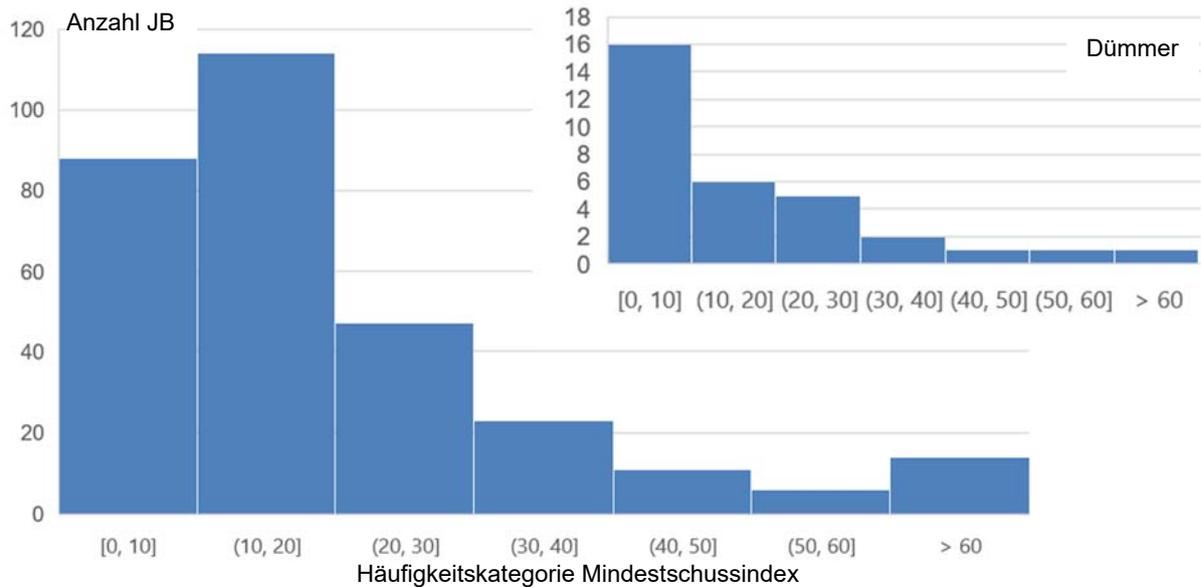


Abb. 48: Histogramm der Anzahlen an Jagdbezirken (JB) mit einem bestimmten Mindestschussindex (Anzahl erlegten Niederwildes/km²/Jahr, Mittelwert der Jahre), große Grafik: gesamt, kleine Grafik: Dümmer

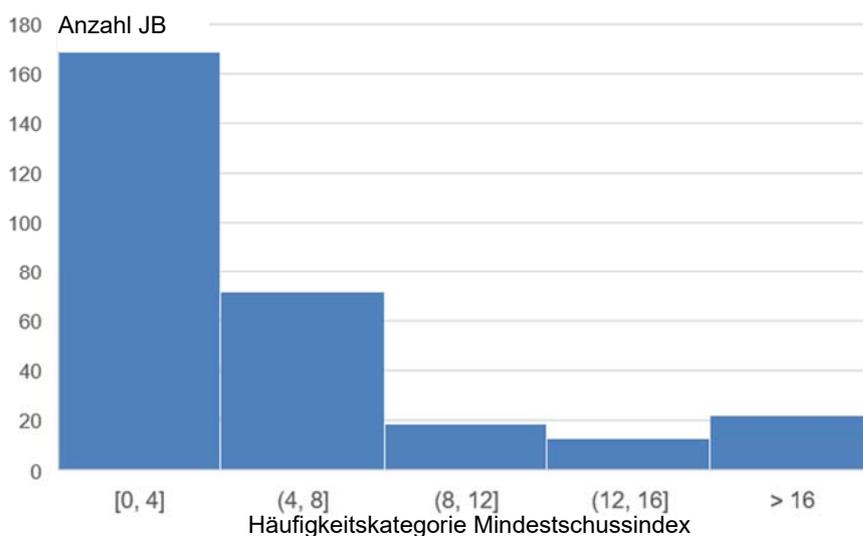


Abb. 49: Histogramm der Anzahlen an Jagdbezirken mit einem bestimmten Mindestschussindex (Anzahl erlegten Wasserwildes/km²/Jahr, Mittelwert der Jahre) in Ostfriesland und am Dümmer summiert.

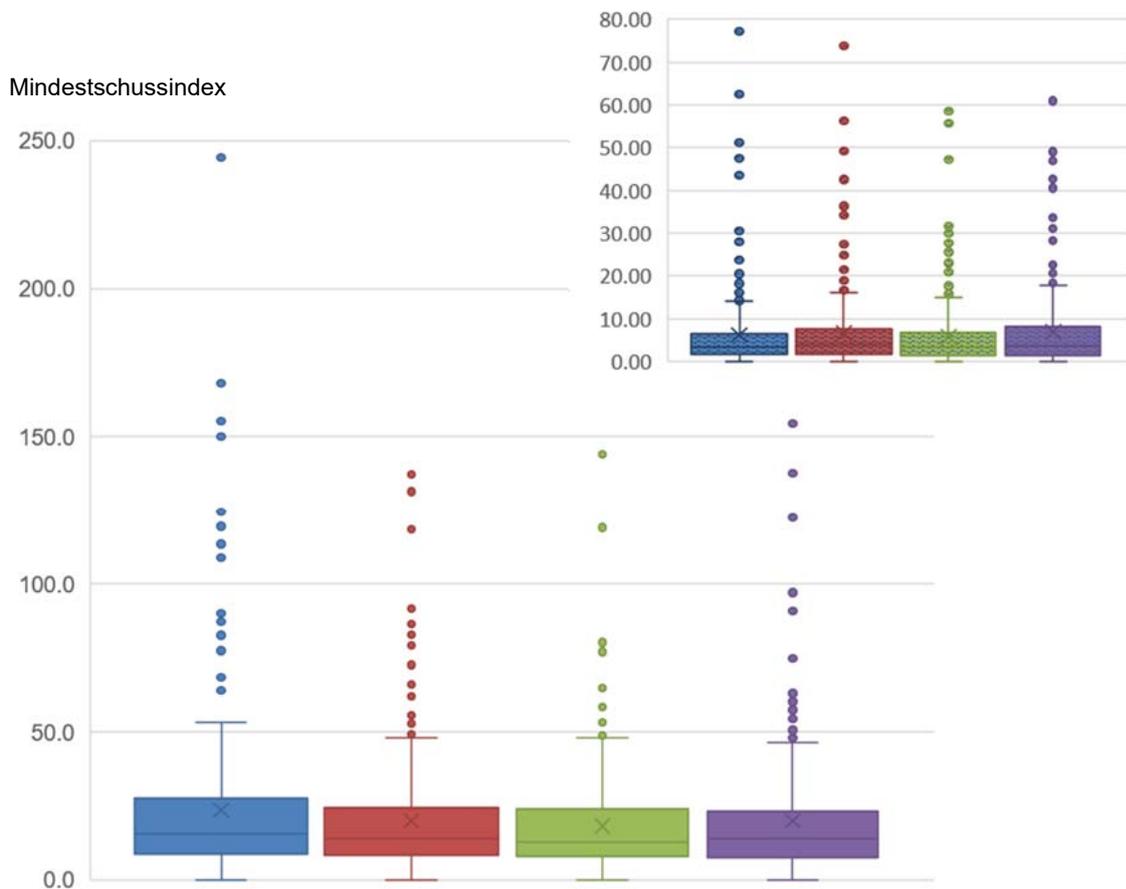


Abb. 50: Verteilung der Mindestschussdichten (bzw. Erlegungsdichten) in den einzelnen Jahren. Große Grafik = erlegtes Niederwild, kleine Grafik = erlegte Gänse und Enten (blau=2015/16, rot=2016/17, grün=2017/18, violett=2018/19), „box and whisker plots“ zeigen: Median = horizontale Linie innerhalb der Box, Mittelwert =X, 25% und 75% Perzentilen (box) und Spannweite (whiskers), Kreise zeigen statistische Ausreißer. N = 302 Jagdbezirke

In den Vogelschutzgebieten findet normalerweise nur eine eingeschränkte Bejagung statt (vergl. Abb. 51 und Abb. 52). Dieses zeichnet sich insbesondere am Dümmer in den Jagdbezirken des Landes und des Landkreises ab. Allerdings wird in der Vielzahl der Jagdbezirke (> 90 % der JB) auch außerhalb der Vogelschutzgebiete nur mäßig gejagt, nur in wenigen Revieren (max. 8 % der JB) findet eine besonders intensive Jagd mit mehr als 50 Schuss/km²/Jahr statt (Abb. 48, Abb. 50, Abb. 51, Abb. 52). Die besonders hohen Schusszahlen erfolgen weitgehend außerhalb der Vogelschutzgebiete. In den meisten Jagdbezirken mit besonders hohen Schusszahlen, werden vor allem besonders viele Kaninchen, Rabenkrähen und Ringeltauben erlegt, weniger häufig kommen hohe Zahlen an erlegten Graugänsen oder Stockenten vor.

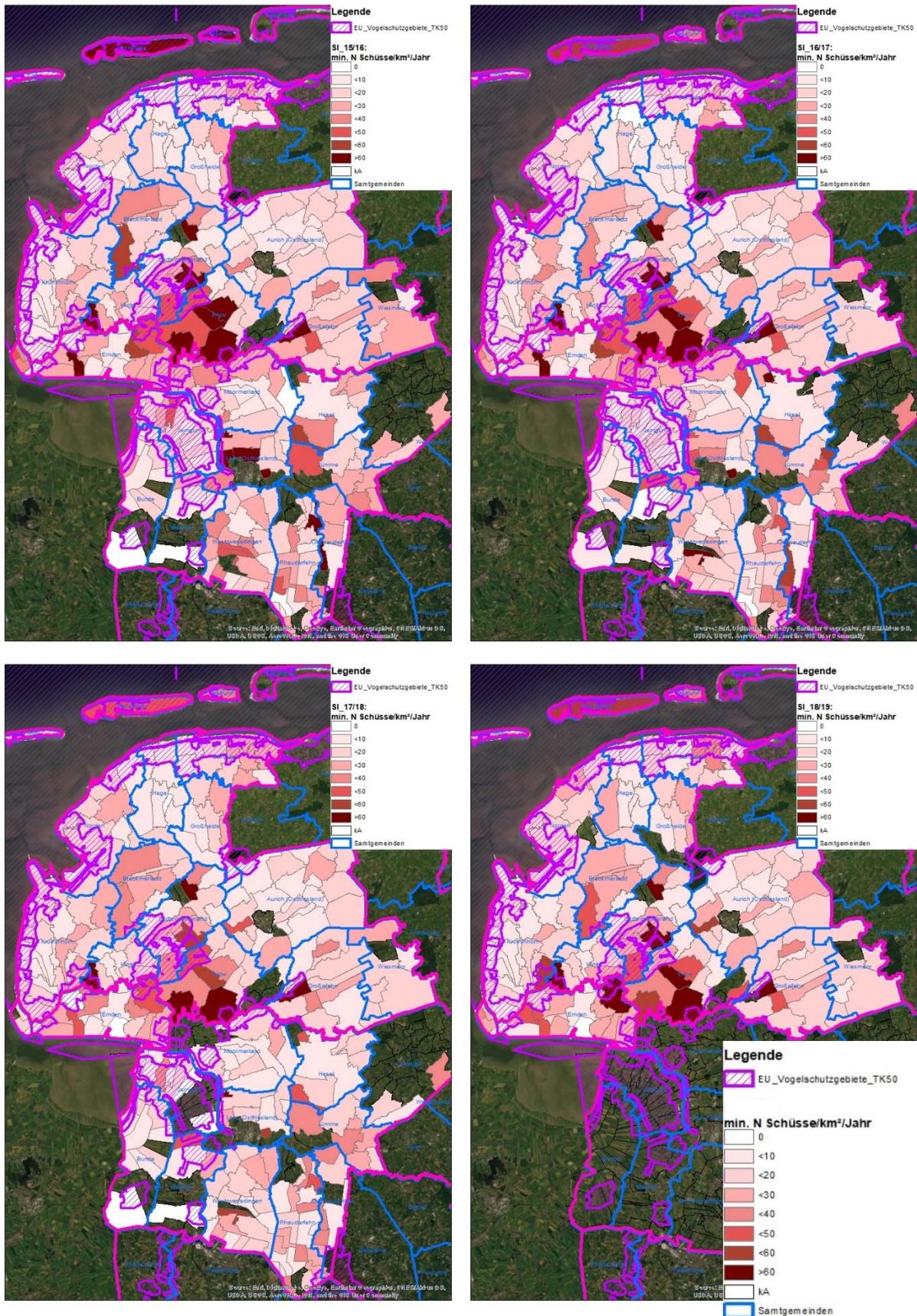


Abb. 51: Niederwild-Jagdstreckendichten als Index für die Mindestschussdichte (SI, Anzahl Schüsse/km²/Jahr) in Ostfriesland, Datenquelle: Jagdbehörden AUR, EMD, LER; Kartografische Grundlagen Grenzen: Vogelschutzgebiete NLWKN www.umweltkarten-niedersachsen.de/Download_OE/Naturschutz/BSG.zip, administrative Grenzen © GeoBasis-DE/BGK 2002

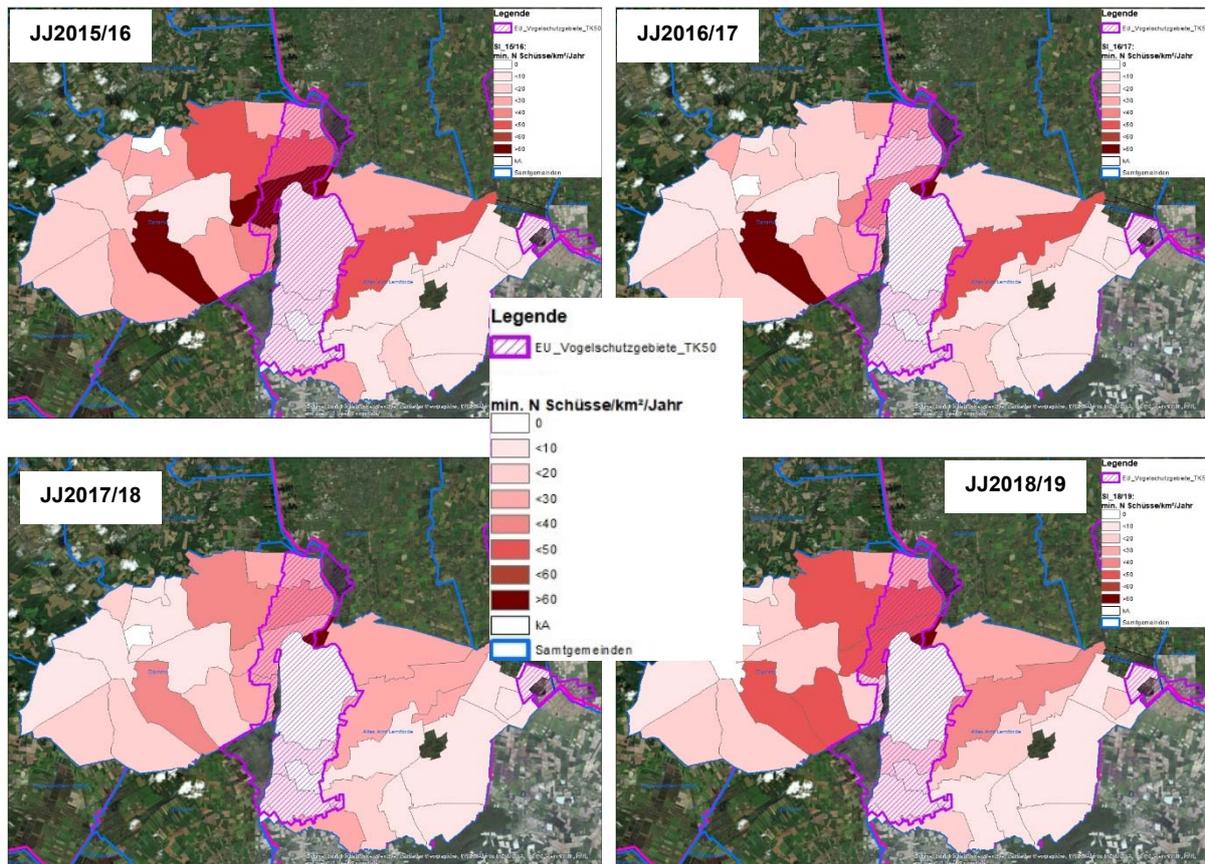


Abb. 52: Niederwild-Jagdstreckendichten als Index für die Mindestschussdichte (SI, Anzahl Schüsse/km²/Jahr) am Dümmer, Datenquelle: Jagdbehörden DH und VEC; Kartografische Grundlagen Grenzen: Vogelschutzgebiete NLWKN www.umweltkarten-niedersachsen.de/Download_OE/Naturschutz/BSG.zip, administrative Grenzen © GeoBasis-DE/BGK 2002

5.3.4 Diskussion jagdlicher Aktivitäten

Die empfangenen Angaben der Jäger erscheinen plausibel und zuverlässig, was sich auch in den Ergebnissen der anderen Methoden bestätigt, leider sind die Mengen der Daten für eine sinnvolle Auswertung aber völlig unzureichend.

Die orts- und zeitgenaue Kartierung durch die Jäger war leider hinter den ursprünglichen Erwartungen zurückgeblieben, obwohl hierzu Unterstützung durch die LJNI zugesichert war (Kap. 5.2.2).

Jagdstreckendaten liefern zwar Karten mit „hotspots“, diese Lokalitäten sind jedoch überwiegend groß. Die Jagdstrecken werden weder flächengenau (nur auf Jagdbezirksebene) erhoben, noch sind der etwaige Zeitraum geschweige denn der exakte Zeitpunkt bekannt. Somit ist eine Verschneidung mit den exakten Flugdaten nicht möglich. Einzig eine generelle Nutzungspräferenz der gesamten Landschaft inklusive aller ihrer Faktoren (Nahrungsgrundlage, Gefahren, Ruhezeiten etc.) wäre denkbar.

Die automatische Aufzeichnung von Knallgeräuschen mittels Akustikrekordern bietet eine Möglichkeit der Erfassung jagdlicher Aktivitäten (Astaras et al. 2017, Hofer 2019), die ansonsten kaum machbar wäre, wie ja auch die Ergebnisse der Eigenprotokolle und sogar der Jagdstrecken zeigen (vergl. Kap. 5.3.1 und 5.3.3).

Dennoch hat auch diese Methode ihre Grenzen:

Flächendeckend könnte nur mit einem sehr hohen finanziellen und personellen Aufwand gearbeitet werden. Um Knallgeräusche kleineren Flächeneinheiten zuordnen zu können, müsste ein engmaschiges Netz an Akustikrekordern aufgebaut werden, bei denen dann die Empfindlichkeit niedriger eingestellt werden müsste und die Geräuschrichtung durch Überlappungen ermittelt werden kann. Somit erhöhten sich die Kosten für die Geräteanschaffung, sowie Personalkosten für Auf- und Abbau, Wartung sowie Analysen erheblich.

Trotz intensiver Bemühungen (u.a. Kalibrierung mit Vergleichsaufnahmen) waren die verschiedenen Knallgeräusche (z.B. Flintenschuss, Büchenschuss, Böller, Gas-Schreckschussgeräte, zu Preplemen bei der Detektion unspezifischer kurzer Knallgeräusche siehe Kap. 5.2.3) nicht eindeutig voneinander zu trennen, so dass nur alle Knallgeräusche zusammen analysiert werden konnten. Dieses zeigt sich insbesondere an den beiden Standorten OF16 und OF17 in Ostfriesland (Abb. 53), in deren Hörweite Knallapparate aufgestellt waren, so dass hierdurch deutlich höhere Knallzahlen detektiert wurden als sonst üblich. Lediglich am Standort OF4 lassen sich die Knallzahlen mittels der behördlichen Jagdstrecken in einem Revier mit hohen Erlegungsdichten auch mit jagdlichen Aktivitäten erklären (Abb. 53).

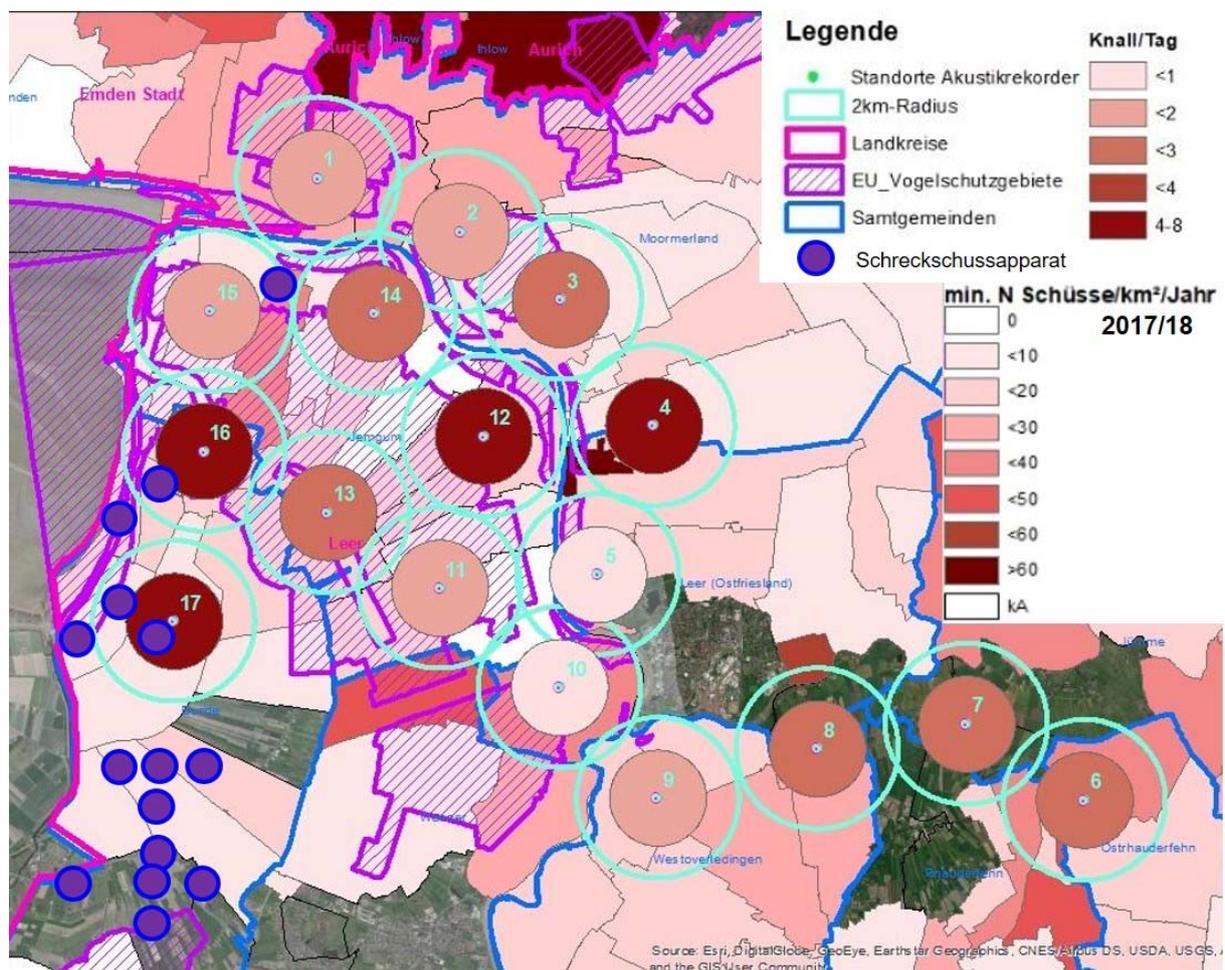


Abb. 53: Vergleich der Akustikrekorder (Knalldichte), Jagdstrecken (Mindestschussindex = SI) und Schreckschussapparate

Aufgrund der flächigen Aufnahme ist bei Standorten an Grenzen, z.B. an der Grenze zu einem Vogelschutzgebiet, nicht erkennbar, ob die Knallgeräusche innerhalb oder außerhalb des VSG erfolgt sind. Hier müsste dementsprechend mit einem besser angepassten Netz an Rekordern und anderen Geräteeinstellungen gearbeitet werden.

Die Zahlen der aufgezeichneten Schüsse u.v.a. Knallgeräusche können deutlich von der Anzahl als erlegt gemeldeter Stücke Niederwild abweichen, da nicht jeder Flintenschuss auch ein erlegtes Stück Wild bedeutet und häufig mehr Fehlschüsse vorkommen. Beide Methoden können nur als Index für etwaige Störungsquellen dienen.

Insgesamt kann allerdings davon ausgegangen werden, dass der überwiegende Teil der detektierten Knallgeräusche auch tatsächlich Schüsse waren, denn außerhalb der Jagdzeiten sinken die Knallzahlen auf einen Minimalwert ab (vergl. Abb. 43 und Abb. 44), die Knallzahlen im Tagesverlauf liefern ein gutes Bild, wie jagdliche Aktivitäten tatsächlich stattfinden. Verzerrungen durch Wind und Entfernung führend dazu, dass in den meisten Fällen der Knall nur als solcher detektiert, die Knallquelle jedoch nicht identifiziert werden kann. Umgebungsgeräusche haben hingegen nur minimalen Einfluss auf die Analysen. Hier besteht also noch weiterer Entwicklungsbedarf der Auswertemechanismen (ggf. mit künstlicher Intelligenz).

Die Daten der Jagdstrecken und der Akustikrekorder zeigen ein vergleichbares Bild. Jagdliche Aktivitäten finden vorwiegend in den Monaten November und Dezember statt, wie aus allen Erhebungen (vergl. Akustik, Eigenprotokolle, aber auch Schwingenmonitoring) ersichtlich wird. Hinzu kommen allerdings noch nennenswerte Streckenzahlen bei den Graugänsen außerhalb unseres Untersuchungszeitraumes im August und September (vergl. Schwingenmoitoring). Insgesamt ist die Jagd als Störquelle für Gänse nur eine von vielen Störfaktoren. Sowohl die Jagdstrecken wie auch die Daten der Akustikrekorder (unterstützt durch die Aussagen der Jäger) attestieren geringe Werte jagdlicher Aktivitäten (z.B. im Vergleich zur Häufigkeit von Fahrzeugen oder Menschen). In die Jagdstrecken- und Knallzahlen fließen auch Zahlen aus Treibjagden ein, bei denen an einem Tag in einem Jagdbezirk schnell hohe Strecken und noch höhere Schusszahlen erreicht werden. Daher muss hier insgesamt von einem geringen Einfluss der Jagd als Störfaktor ausgegangen werden, auch wenn in einzelnen wenigen Jagdbezirken sicherlich sehr hohe Strecken erzielt werden und somit teilweise auch eine hohe Störungsintensität verursacht wird.

5.4 „Landschaftsfaktoren“

Helmut Kruckenberg & Sander Moonen

Als potenziell das Verhalten überwinternder Gänse beeinflussende Landschaftsfaktoren wurden folgende Faktoren berücksichtigt:

- Flugverkehr (Analysen Kapitel 9)
- Windenergieanlagen WEA (Analysen in Kapitel 10)
- landwirtschaftliche Flächennutzung (INVEKOS, Analysen in Kapitel 13, 14)
- landwirtschaftliche Aktivitäten
- Vorhandensein von Vogelscheuchen und Knallautomaten (Propangas-Schreckschussgeräte)
- Freizeitaktivitäten (z.B. Angler, Spaziergänger etc.)

Bei der Datenerhebung wurden dann weitere „potentielle“ und tatsächliche Störreize notiert.

5.4.1 Methoden

Die gesamte Ems-Dollart-Region (s. Kap. 3.1.1) wurde in der Zeit vom 15.9.-15.5. wöchentlich im Rahmen des Gänsemonitorings bzw. privater Initiative flächendeckend mit dem PKW abgefahren und während dieser Tätigkeit wurden alle anthropogenen Faktoren (z.B. Traktoren, Bagger, Angler,

Vogelscheuchen usw.) flächenscharf notiert, soweit sich diese auf den Nahrungsflächen der Vögel befanden oder dort aktiv waren. Auf den Straßen und Wegen wurden diese wegen des unbestimmten und kurzzeitigen Ortsbezuges nicht einbezogen. Flugzeuge, Hubschrauber usw. wurden grundsätzlich notiert. Die Faktoren wurden unterschieden, ob sie präsent (statische oder potentielle Reize) waren oder ob von ihnen ein konkretes Störereignis (konkrete Störereignisse) ausging. Die Daten wurden in einer Datenbank verwaltet (Microsoft Access 2013), die über einen internen Flächencode eine parzellengenaue Zuordnung erlaubt, und für die Verwendung im Geografischen Informationssystem (ESRI ArcGis 10.6, ArcView 3.3) bzw. zur Analyse mit Excel aufbereitet. Für die räumliche Darstellung wurde ein 1x1 km² Raster über das Gebiet gelegt und die Datensätze darin zusammengefasst. Zusätzlich wurden die Daten als Punktlayer für die Analyse der Senderdaten zur Verfügung gestellt.

Die Daten zur landwirtschaftlichen Flächennutzung (INVEKOS) wurden für die einzelnen Jahre vom Servicezentrum Landentwicklung und Agrarförderung (SLA) zur Verfügung gestellt.

Landwirtschaftliche Aktivitäten, die Anwesenheit von Anglern und das Vorkommen von Vogelscheuchen und Knallgeräten zur Vergrämung der Gänse u.ä. wurden bei den wöchentlichen Befahrungen des Untersuchungsgebietes erfasst.

Daten zu Flugverkehr in den Untersuchungsgebieten wurden vom Luftfahrtbundesamt zur Verfügung gestellt, die Daten zu Windenergieanlagen stammen aus privaten Daten und denen der Landkreise bzw. wurden vom Energieatlas Niedersachsen bezogen⁴.

5.4.2 Ergebnisse

Vor einer wirklichen Störung der rastenden Vögel steht ein wahrnehmbarer Reiz, auf den die Tiere reagieren. Diese Reize - es gibt anthropogene und auch natürliche - unterscheiden sich teils grundsätzlich in ihrer Art. Es gibt statische Reize, d.h. Störreizquellen, die permanent an einem Ort bestehen und die Gänse bereits in ihrer Flächenwahl beeinflussen. Dagegen stehen die akuten Störreize, die eine konkrete Reaktion (Fluchtverhalten) bei den Vögeln auslösen. Diese beiden Reizarten sind so grundverschiedene, dass sie im Folgenden getrennt vorgestellt werden sollen. Zudem gibt es in der konkreten Untersuchung noch eine dritte Störreizart, die "potentiell" bezeichnet wird. Damit sind alle Störreizquellen gemeint, die vor Ort angetroffen wurden und geeignet waren, eine akute Reaktion auszulösen. Da während der hier zugrundeliegenden Erfassungen der Beobachter nur sehr wenig Zeit an einer Stelle verbracht hatte, können diese potentiellen Reize nur als Indikator für Störintensität gewertet werden. Die Summe landwirtschaftlicher Aktivitäten z.B. soll hier als Maß die Belebtheit der Landschaft mit relativ klar umrissenem Inhalt charakterisieren.

5.4.3 A - Statische und potentielle Störreize

Statische und potentielle Störreize können die Nahrungsflächenwahl der Gänse beeinflussen. Gleichzeitig können sie Schlussfolgerungen darüber zulassen, ob und wo im Erfassungszeitraum besonders viele Aktivitäten stattfanden und die Vögel aus diesen Gründen wahrscheinlich häufiger von ihren Nahrungsflächen aufgescheucht bzw. verscheucht wurden.

A.1 Landwirtschaftliche Aktivität

Der überwiegende Teil des Untersuchungsgebietes Ems-Dollart-Region wird landwirtschaftlich genutzt. Dies ist in den Niederungen v.a. Milchviehwirtschaft auf Grünland, während in den Polderflächen des Rheiderlandes sowie den Überschlickungsgebieten des Riepster Hammrich auch

⁴ <https://sla.niedersachsen.de/Energieatlas/>

Ackerbau betrieben wird. Dargestellt sind in Abb. 54 die erfassten potentiellen landwirtschaftlichen Störfaktoren in der ersten Phase des Winterhalbjahres (bis Jagdzeitende am 15.1.) sowie der Frühjahrsphase (ab 3. Kalenderwoche) für die Jahre 2015/16 bis 2018/19.

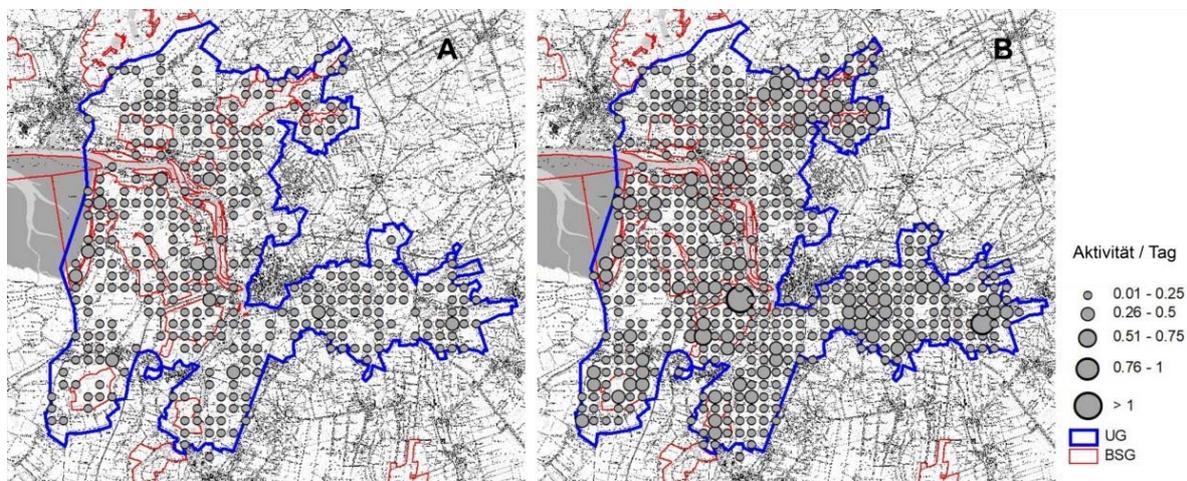


Abb. 54: Landwirtschaftliche Aktivitäten im Herbst (A: bis Ende Jagdzeit 15.1.) und Frühjahr (B)

Deutlich ist zu erkennen, dass im Herbst insgesamt eine geringere landwirtschaftliche Aktivität festgestellt wurde, während in der Frühjahrsphase nahezu flächendeckende Aktivitäten erkennbar sind. In beiden Zeiträumen ist die Aktivität in den Grünlandbereichen deutlich ausgeprägter als im Ackerland (vergl. auch Abb. 55). Diese Unterschiede sind in zeitlichen Vorgaben vor Ort begründet. So sind die landwirtschaftlichen Aktivitäten innerhalb der ELER-Vertragsgebiete "Nordische Gastvögel" als Vertragsleistung deutlich zu reduzieren. Maßnahmen zur Gewässerinstandhaltung sind von den ELER-Verträgen nicht geregelt. Diese findet nahezu den gesamten Winter statt. Außerhalb der Vogelschutzgebiete sowie auf Flächen ohne ELER-Vertrag gelten die Regelungen des Vertragsnaturschutzes nicht. Auch gilt vom 1.11.- 31.1. die Gülleverordnungen, die i.d.R. ein Ausbringen von Gülle vor diesem Termin verbietet (www.landwirtschaftskammer.de), wobei es die Möglichkeit von Ausnahmen gibt. Im Frühjahr hingegen treten landwirtschaftliche Aktivitäten flächendeckend auf. Schwerpunkte gibt es dabei nur punktuell.

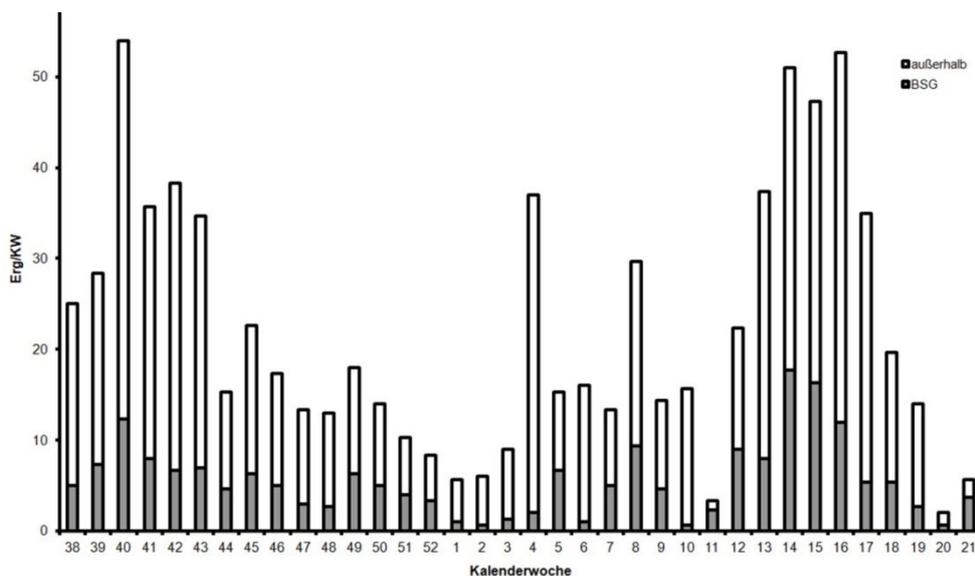


Abb. 55: Summe landwirtschaftlicher Aktivitäten pro Kalenderwoche in der Ems-Dollart-Region (aufgeteilt nach Ereignissen innerhalb der Vogelschutzgebiete BSG und außerhalb)

Vogelscheuchen, Flatterbänder und auch Gasknallautomaten sollen insbesondere die Gänse von den Weideflächen fernhalten. Im Vogelschutzgebiet V06 müssen Knallautomaten entsprechend der Gebietsverordnung durch die Naturschutzbehörde genehmigt werden, während das Aufstellen von Vogelscheuchen o.ä. in der Verordnung ausgenommen ist. Vergrämungsmaßnahmen sind durch die ELER-Verträge bis 15.3. untersagt. Je weiter das Frühjahr voranschreitet, desto mehr Flächen werden mit vergrämenden Maßnahmen bestückt. Die Vogelscheuchen wie auch die genehmigungspflichtigen Knallautomaten stellen somit auch einen Indikator für aktives Vergrämen dar, welches selbst flächendeckend nicht direkt erfasst werden konnte. Abb. 56 links zeigt die Verteilung der Vogelscheuchen Flatterbänder sowie von Knallautomaten (rechts) während der Untersuchungswinter.

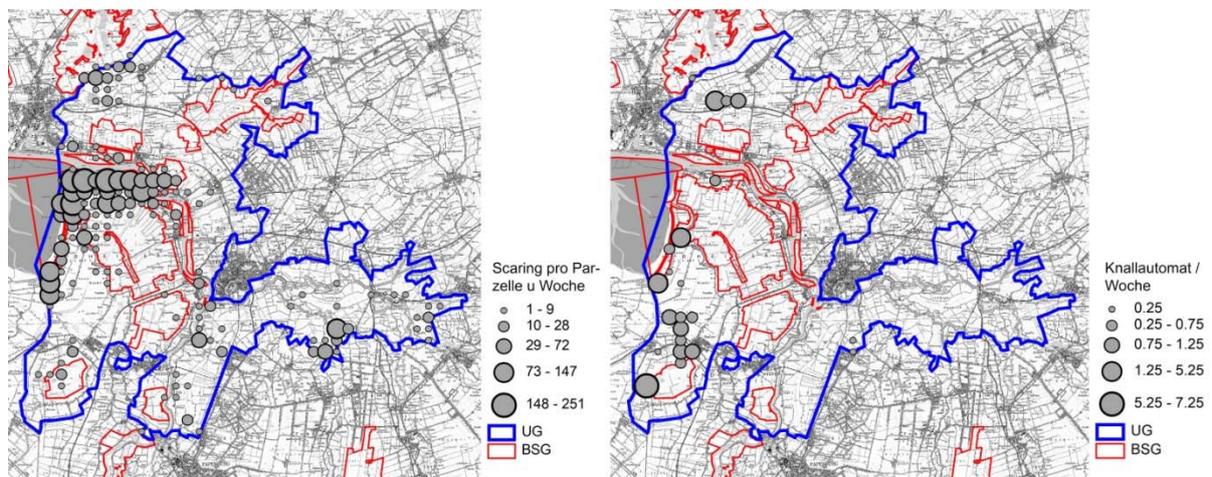


Abb. 56: Vergrämungsmaßnahmen in der Ems-Dollart-Region (2015-2019, Parzellen pro Woche mit Vogelscheuchen und Flatterbänder links, Anzahl Knallautomaten pro Woche rechts)

Deutlich ist zu erkennen, dass Vogelscheuchen v.a. im Norden des Rheiderland intensiv genutzt werden, wo die Weißwangengänse auch im späten Frühjahr noch häufiger ins Binnenland kommen. Auch südlich des Holter Hammrichs wird von solchen Maßnahmen intensiv Gebrauch gemacht. Ebenso werden die Ackerflächen im Riepster Hammrich intensiv mit Vogelscheuchen bestückt. Knallautomaten (Abb. 56 rechts) hingegen wurden überwiegend dort festgestellt, wo Gänse bzw. Schwäne in der Nähe von (Schlaf-)Gewässern auftreten. Auch auf Rapsfeldern wurden diese Geräte häufig aufgestellt (Schwäne). Bis auf drei Standorte im Kanalpolder wurden Knallautomaten außerhalb der Vogelschutzgebiete betrieben, dabei liegen die Schwerpunkte im Charlottenpolder, in Wymeer und am NSG Bansmeer.

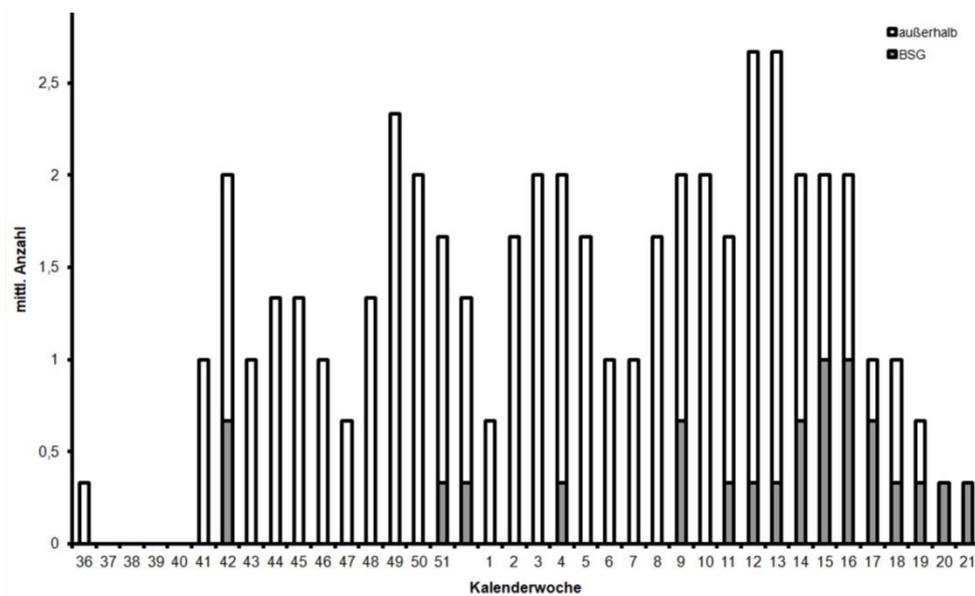


Abb. 57: Mittlere Anzahl erfasster Knallautomaten in der Ems-Dollart-Region pro Kalenderwoche (BSG = Vogelschutzgebiet) 2016-2019

Knallautomaten wurden bereits ab dem frühen Herbst im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 57). Diese werden teilweise innerhalb des Gebietes umgestellt, zeitweilig möglicherweise auch abgebaut, denn die Zahlen schwanken von Woche zu Woche etwas. V.a. ab März wurden Knallautomaten auch innerhalb des Vogelschutzgebietes festgestellt. Im Mittel (d.h. Summe der Beobachtungen/Anzahl der Jahre) sind im Untersuchungsgebiet 1-2,5 Automaten permanent präsent.

A.2 Freizeitaktivitäten

Es gibt zahlreiche Freizeitaktivitäten, die im Untersuchungsgebiet ausgeführt werden. Nicht alle konnten im Zuge der das Monitoring begleitenden Untersuchung erhoben werden (z.B. Spaziergänger, Radfahrer auf Straßen, s.o.), möglicherweise sind diese als dauerhafte Reizquelle auch nicht relevant. Gerade für die straßengebundenen Reize sind Angaben zur Verkehrsdichte ggf. auch aussagekräftiger.

Von den Freizeitaktivitäten im Gebiet ist aber eine sicherlich als länger andauernde Störreizquelle vor Ort als potentiell bedeutsamen einzustufen: das Angeln. Diese Freizeitaktivität wird in nahezu allen gewässerreichen Teilen des Untersuchungsgebiete betrieben (Abb. 58), die Personen sind dabei dauerhaft und ggf. über viele Stunden hinweg im Gebiet präsent. Schwerpunkte in den Niederungen finden sich dort, wo die Vorfluter ("Tiefs") an öffentliche Straßen grenzen sowie dort, wo größere Gewässer relativ einfach erreichbar sind.

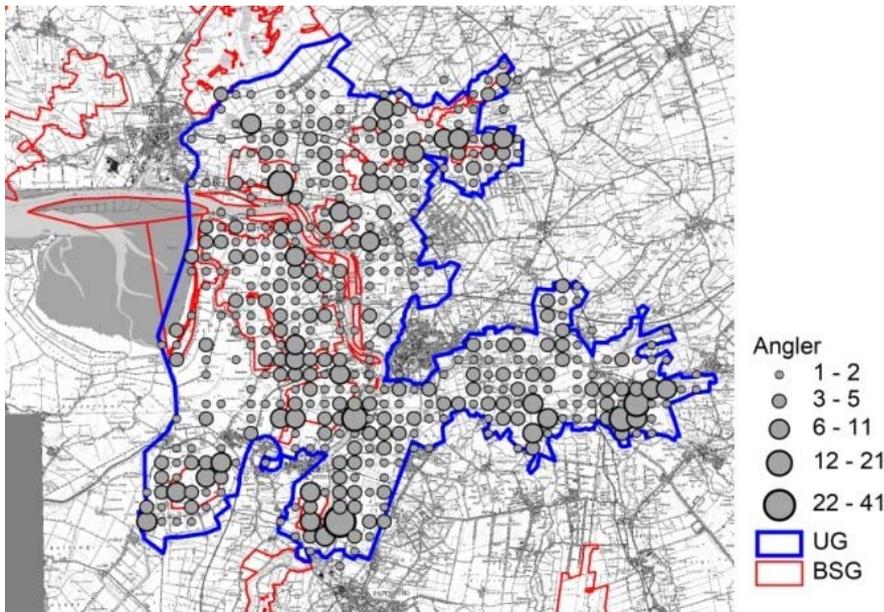


Abb. 58: Verteilung erfasster Angler in der Ems-Dollart-Region (2015/16-2018/19) pro 1km²

Abb. 59 stellt die Summe beobachteter Angler nach Kalenderwochen dar. Dabei sind zwei wesentliche Rahmenbedingungen zu erkennen: für das Auftreten von Anglern im Gebiet gibt es eine deutliche, temperaturbedingte Saisonabhängigkeit (Herbst und Frühjahr). Die höchste Intensität wird zum Monatsbeginn Oktober beobachtet und fällt mit dem Tag der deutschen Einheit sowie den entsprechenden Brückentagen zusammen. Die zunehmende Angelintensität im Frühjahr ist ebenfalls von den wärmeren Temperaturen geprägt. Im Mitwinter zeigt sich zudem ein kleines feiertagsbedingtes Zwischenhoch. Im Januar bis in den März hingegen sind nahezu keine Angler im Gebiet beobachtet worden.

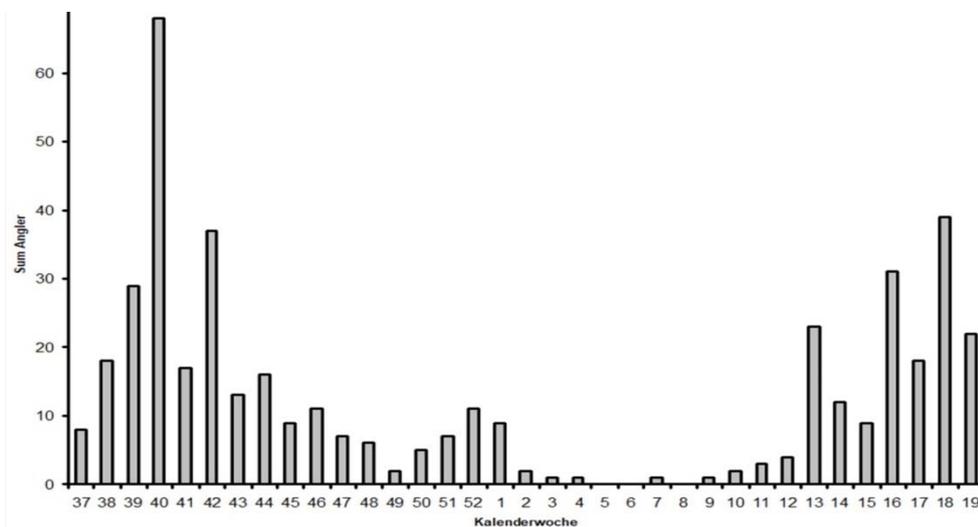


Abb. 59: Zeitliches Auftreten von Anglern in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

A.3 Jagdliche Aktivität

Ein für die Untersuchungen besonders herausgehobener Unterpunkt der Freizeitaktivitäten ist die Jagd, in diesem Fall jagdliche Aktivitäten als potentieller Störreiz. Das bedeutet, dass im Zusammenhang mit den hier zusammengefassten Aktivitäten keine direkten Auswirkungen auf Gänse in der Umgebung festgestellt wurden, sondern die Jagd als potentielle Störreizquelle in einem Gebiet stattfand, wo an dem Tag keine Gänse rasteten oder möglicherweise die Vögel schon vertrieben

waren, bevor der Erfasser vor Ort war (konkrete Störereignisse B.2 s.u.). Überwiegend sind es die Treibjagden oder auch Jagdausübungsberechtigte, die mit Hund und Gewehr im Gelände unterwegs waren. Auch hier zeigt sich eine flächendeckende Verteilung über die Grünlandgebiete, während die Ackerlandbereiche deutlich geringere Dichten aufweisen (Landschaftspolder, Riepster Hammrich). Im südlichen Rheiderland sowie am Boekzeteler Meer und Teilen des Leda-Jümme-Gebiets gibt es lokal höhere Dichten, wobei die Summe der Beobachtungen generell niedrig ist (Abb. 60).

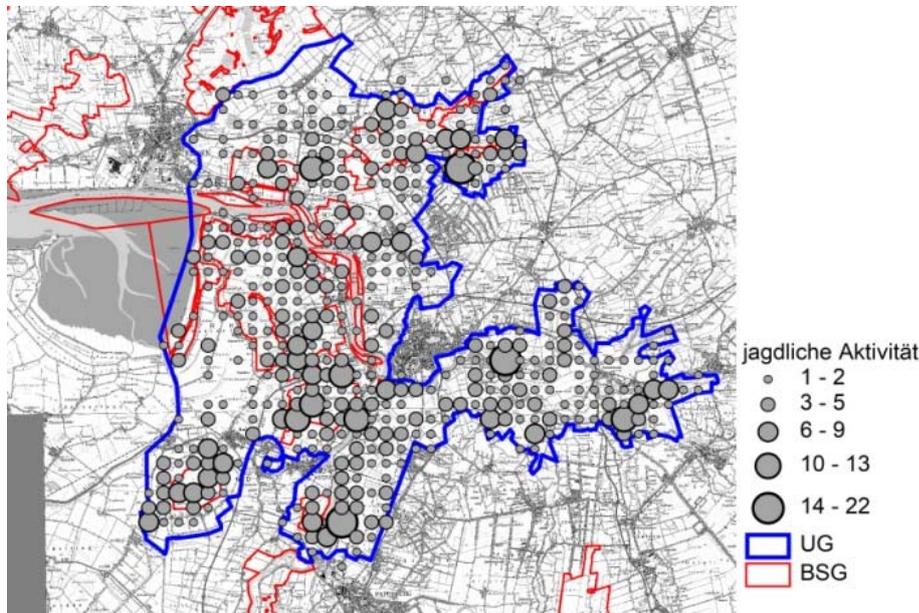


Abb. 60: Jagdliche Aktivitäten als potentielle Störreizquellen (2016-2019), Summe der Beobachtungen 2016-2019

Bei der jagdlichen Aktivität ist ein deutlicher Schwerpunkt auf der zweiten Novemberhälfte und den Dezember sowie die erste Januarhälfte erkennbar (Abb. 61). Den Schwerpunkt bilden die Tage vor Weihnachten (48. KW). Überwiegend wurde die Jagd außerhalb der Vogelschutzgebiete beobachtet. Allerdings stellen diese auch weniger als 1/3 der Fläche des Untersuchungsgebietes.

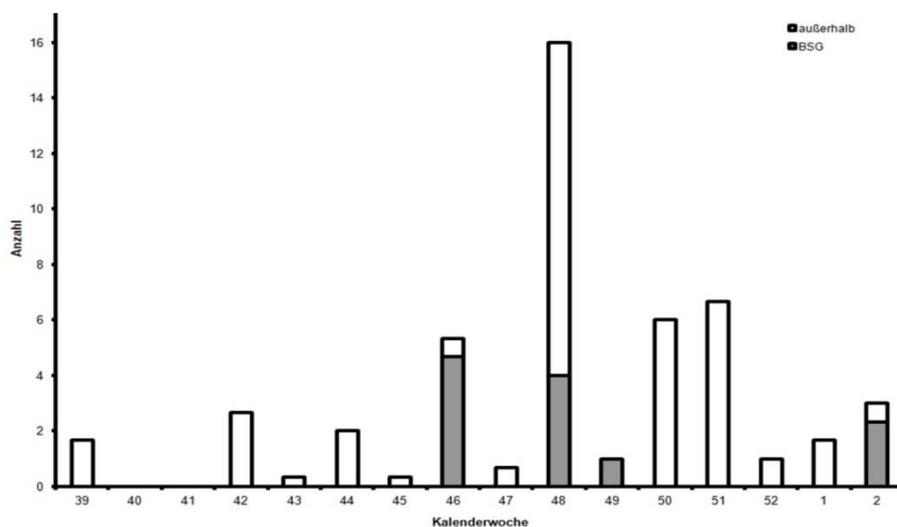


Abb. 61: Summe jagdlicher Aktivitäten als potentielle Störreize nach Kalenderwochen (2016-2019) BSG = Vogelschutzgebiet

5.4.4 B - Konkret beobachtete Störereignisse

Im Gegensatz zu den unter Kapitel 5.4.3-A vorgestellten potentiellen bzw. statischen Störreizen gibt es noch die konkreten Störereignisse, bei denen ein Reiz das Fluchtverhalten der rastenden Gänse auslöst. Diese beobachteten Ereignisse sind aufgrund der Methodik nur ein kleiner Ausschnitt des Gesamtgeschehens, da der Beobachter nur immer einen kleinen Gebietsausschnitt überblickt. Dennoch geben diese Ereignisse einen Überblick, auf welche anthropogenen Faktoren die Vögel in der Ems-Dollart-Region durch Flucht ausweichen.

Insgesamt wurden während der Erfassungen 496 Störereignisse registriert (Abb. 62). Der überwiegende Teil (186 Fälle, 35 % aller Ereignisse) gingen dabei auf verschiedene Formen von Flugverkehr zurück, wobei Helikoptern die größte Bedeutung unter allen Ereignissen zukommt. Darauf folgen Ereignisse, die von Jagd (18 %), Landwirtschaft (15 %) und Freizeitaktivitäten (Tourismus 10 % und Angler 3 %) ausgelöst wurden. Immerhin 4 % aller Ereignisse wurden durch vorsätzlichen Gebrauch von Feuerwerk und Waffen ausgelöst und damit eindeutig gegen das Ordnungsrecht verstießen.

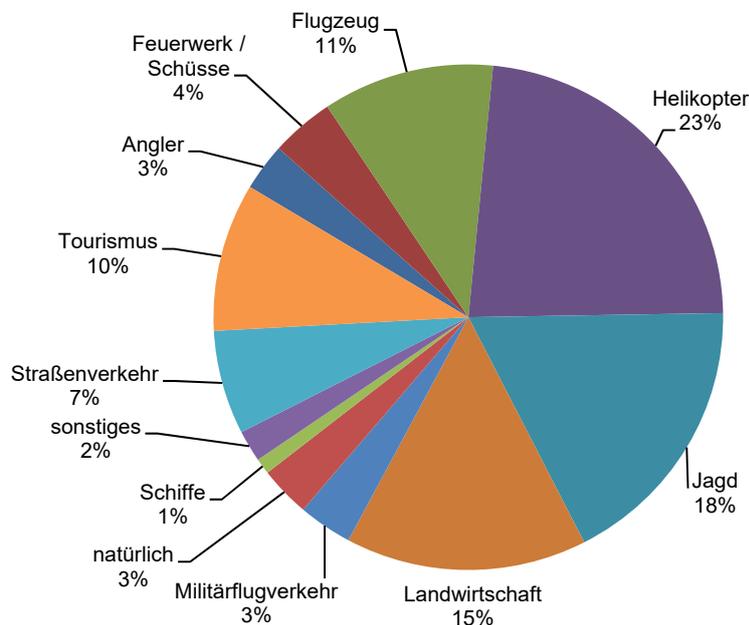


Abb. 62: Anteile verschiedener Auslöser an den beobachteten konkreten Störereignissen in der Ems-Dollart-Region 2016-2019 (n= 486)

Die einzelnen Auslöser der Störereignisse sind natürlich höchst unterschiedlicher Qualität und Reichweite. Aus diesem Grund sollen die einzelnen Störereignisse nach Kategorien getrennt im Folgenden vorgestellt werden.

B.1 Landwirtschaft

Neben der Tatsache, dass die landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf den Wiesen, Weiden und Feldern die Gänse in ihrer Raumnutzung entscheidend beeinflussen, wurden auch direkte Störereignisse beobachtet, die auf landwirtschaftliches Handeln zurückgingen. Dabei handelt es sich sowohl um unbeabsichtigtes Aufscheuchen oder Vertreiben der Vögel z.B. beim Ausbringen von Gülle oder der Grabenräumung wie auch um Ereignisse, bei denen die Gänse vorsätzlich von den Flächen vertrieben wurden (Abb. 63). Dies konnte nicht in allen Fällen eindeutig differenziert werden. Ähnlich wie bei der Verteilung von statischen Störreizen wie Vogelscheuchen oder Flatterbändern

ist bei den konkreten Störereignissen ein Schwerpunkt im nördlichen Rheiderland erkennbar. Daneben ist ein deutlicher Schwerpunkt bei Veenhusen erkennbar.

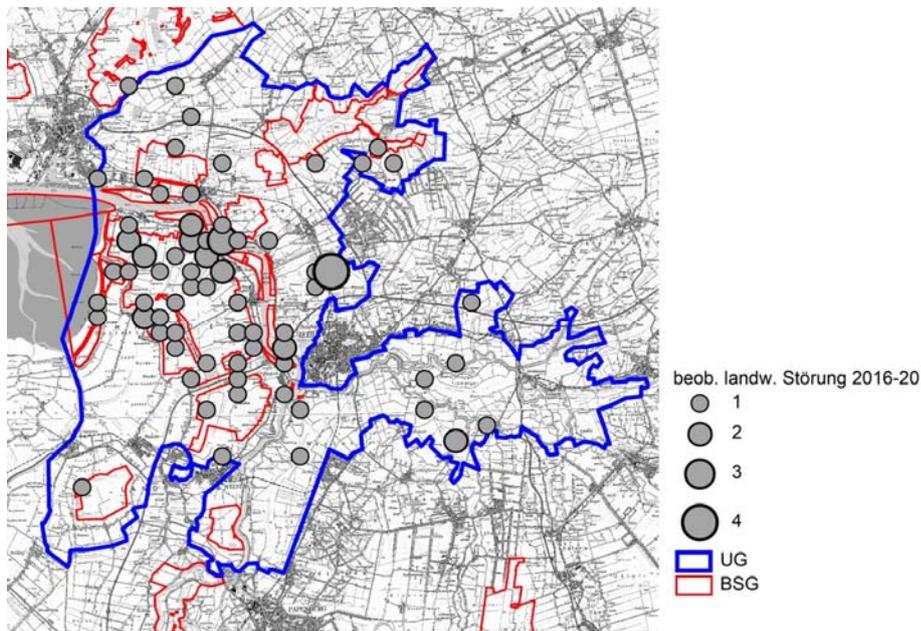


Abb. 63: Summe landwirtschaftlich ausgelöster Störereignisse pro km² in der Ems-Dollart-Region (2016-2019)

Störereignisse, die durch landwirtschaftliche Aktivitäten ausgelöst wurden, wurden in allen Wochen der Untersuchungszeit beobachtet (Abb. 64). Im Kontrast zu der Anzahl der Vogelscheuchen / Flatterbänder (s.o.) ist hier kein eindeutiger saisonaler Trend erkennbar.

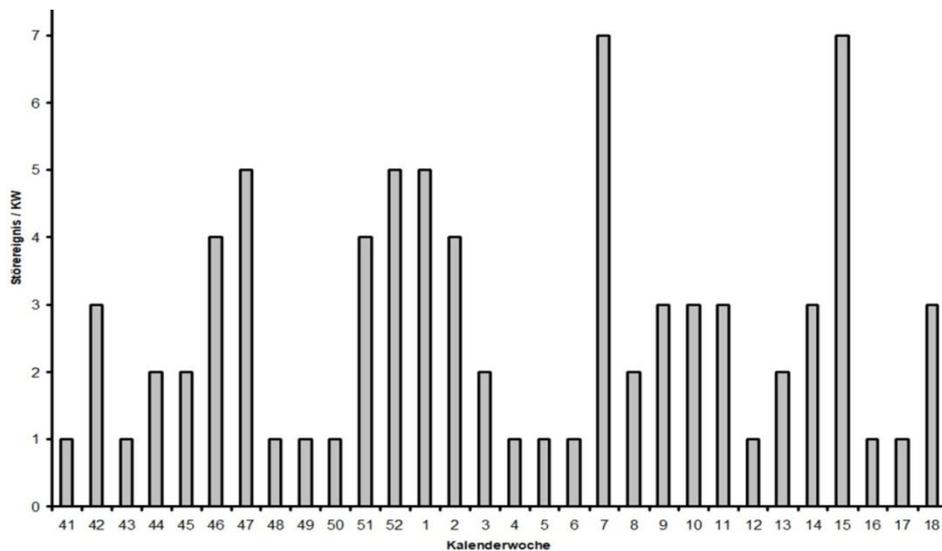


Abb. 64: Summe landwirtschaftlich ausgelöster Störereignisse in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

Im Gegensatz zu den o.g. Störereignissen aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten, die nicht immer eindeutig auf Vorsatz beruhten, war in verschiedenen Fällen Vorsatz eindeutig erkennbar. Dies betrifft Ereignisse, bei denen die Gänse z.B. mit Schüssen vom Flächenrand oder mit Feuerwerkskörper aus dem Fahrzeug vertrieben wurden. Auch hier wurde die Mehrzahl der Ereignisse im

nördlichen Rheiderland festgestellt, darüber hinaus gab es Beobachtungen nördlich von Weener und nah am Polder Holter Hammrich (Abb. 65). Die meisten dieser Ereignisse (v.a. in Verbindung mit Feuerwerk) wurden am Jahresende beobachtet (Verfügbarkeit von Feuerwerk), doch sind die Ereignisse grundsätzlich über die gesamte Rastsaison verteilt erfasst worden (Abb. 66).

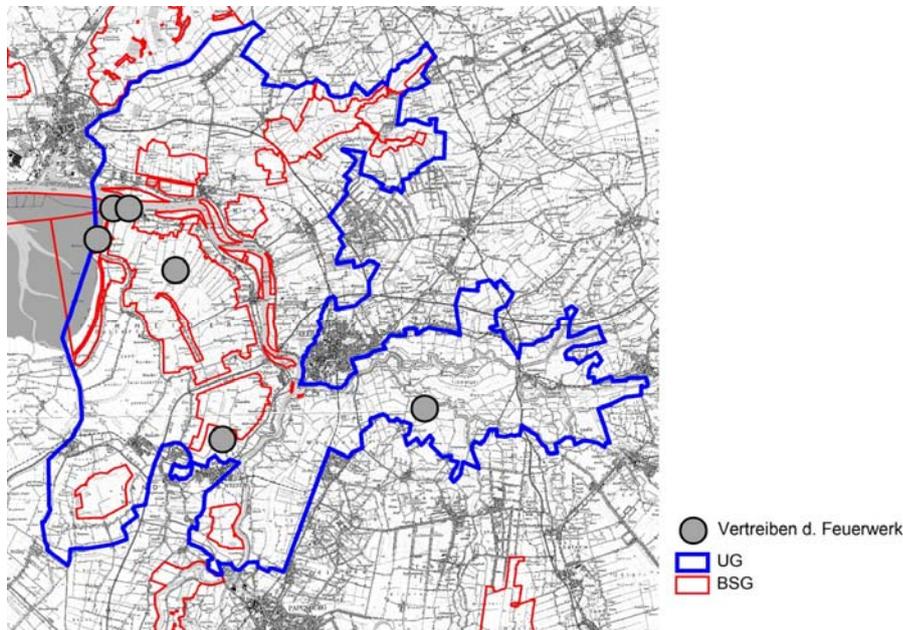


Abb. 65: Durch Feuerwerk oder gezielte Schüsse ausgelöste Störereignisse pro km² in der Ems-Dollart-Region (2016-2019)

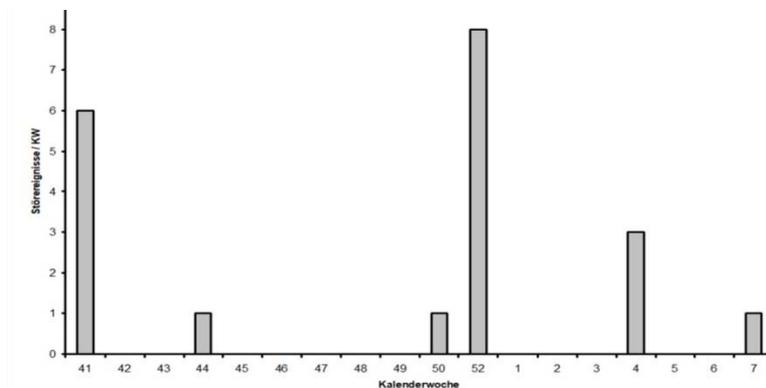


Abb. 66: Summe durch Feuerwerk oder Schüsse ausgelöster Störereignisse in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

B.2 Jagd

Im Gegensatz zur Jagdausübung als potentieller Störreiz (vgl. Kap. 5.4.3-A.3) wurde auch direkte Störung rastender Gänse durch Jagd beobachtet. Dies umfasst sowohl mittelbare als auch unmittelbare Auswirkungen, darunter auch direkte und unerlaubte Verfolgung der Gänse (Tab. 13). Letzte wurden i.d.R. sofort telefonisch an die Leeraner Polizei gemeldet.

Die Summe jagdlich verursachter Störungen zeigt Abb. 67. Diese ereigneten sich überwiegend während der ersten Hälfte des Winterhalbjahres. Schwerpunkte bildeten dabei die letzte Woche der Jagdzeit (2. KW) sowie die erste Woche des Novembers (Abb. 68).

Tab. 13: Feststellung direkter Nachstellung geschonter Gänsearten während der Untersuchung

Datum	Gebiet	Beobachtung
28.11.2016	Jümmiger Hammrich	Im Anschluss an eine Treibjagd werden ca. 5.000 Blässgänse mit Schüssen aufgescheucht und dann 15x auf die überfliegenden Gänse geschossen
03.11.2017	Tergaster Hammrich	Jagdgesellschaft von ca. 10-15 Pers. schießt während Abendflug aus Verstecken in Gräben auf überfliegende Bläss- und Weißwangengänse. Mindestens 3 Gänse wurden erlegt
04.11.2017	Boen-Wymeer	Jagd auf Bläss- und Saatgänse, 3 erlegte Gänse (1 Pers ohne Hund).
07.11.2018	bei Timmel	Jagd auf Gänse (überwiegend Blässgänse) bei Schlafplatzflug
28.11.2018	Wymeerster Hammrich	Jagd auf Bläss- und Weißwangengänse am Morgen

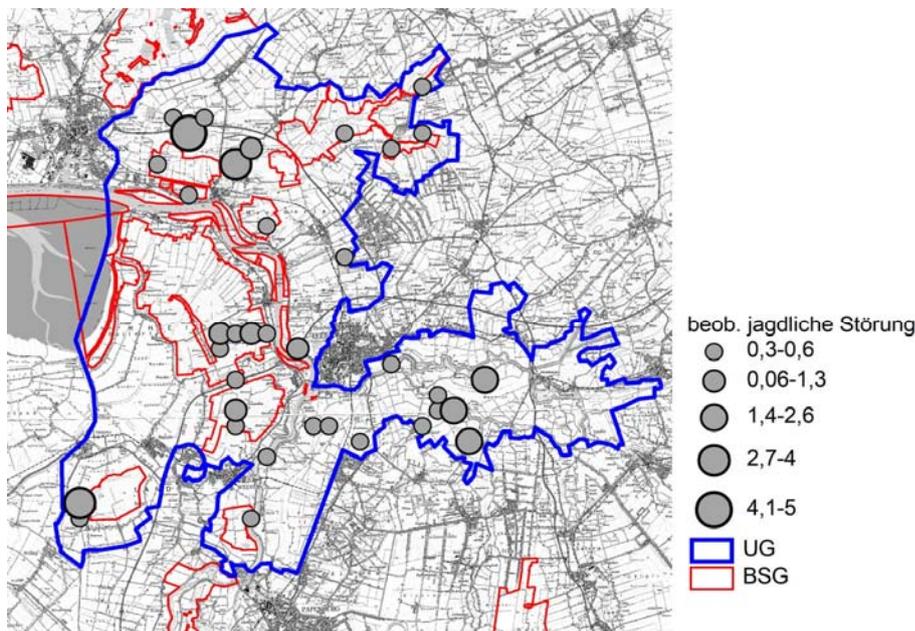


Abb. 67: Summe jagdlich ausgelöster Störereignisse pro km² in der Ems-Dollart-Region (2016-2019)

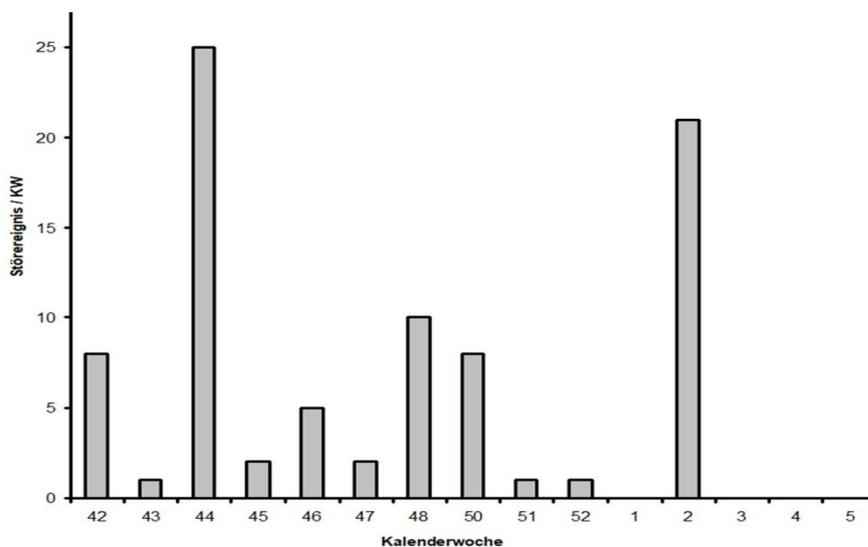


Abb. 68: Summe jagdlich ausgelöster Störereignisse in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

B.3 Freizeitaktivitäten

Insbesondere das Rheiderland bemüht sich seit Jahren um den Ausbau des Fremdenverkehrs. Im Folgenden werden die Störereignisse durch "Tourismus" dargestellt, wobei der Begriff weit gefasst werden musste. Dies beinhaltet alle Ereignisse, die durch Fußgänger (mit und ohne Hund), Radfahrer, Surfer oder z.B. Lenkdrachen-Fliegen ausgelöst wurden. Es zeigt sich, dass diese Ereignisse v.a. im Rheiderland beobachtet wurden, wo es einen Schwerpunkt zwischen dem Emssperrwerk und Ditzum sowie an der Bohrinselfahrt bei Dyksterhusen gibt. Aber auch in anderen Bereichen des Untersuchungsgebietes wurden derartige Ereignisse erfasst (Abb. 69). Störungen mit touristischem Auslöser ereigneten sich überwiegend in der zweiten Winterhälfte, während im Herbst nur sehr wenige Ereignisse beobachtet wurden (Abb. 70).

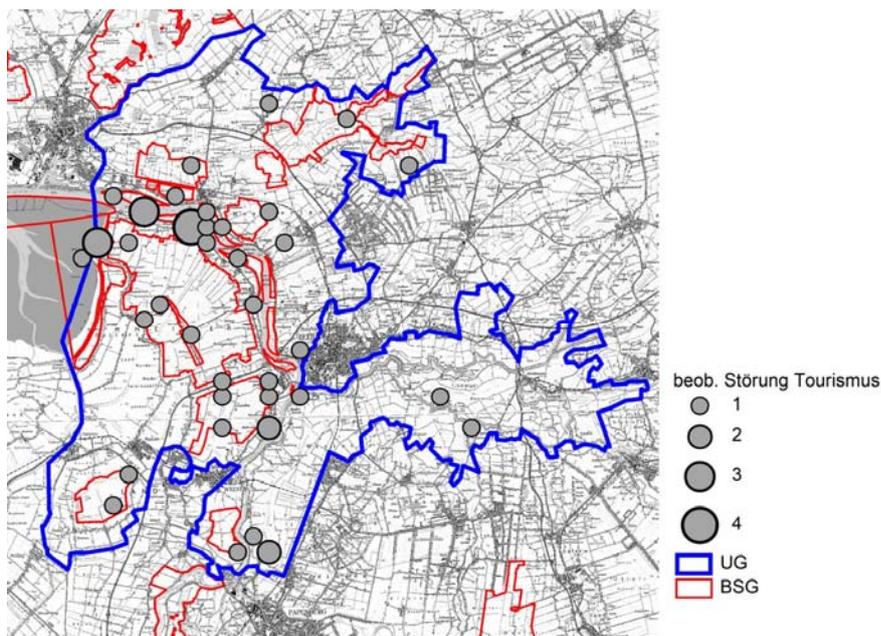


Abb. 69: Beobachtete Störereignisse mit touristischem Hintergrund in der Ems-Dollart-Region 2016-2019 pro km²

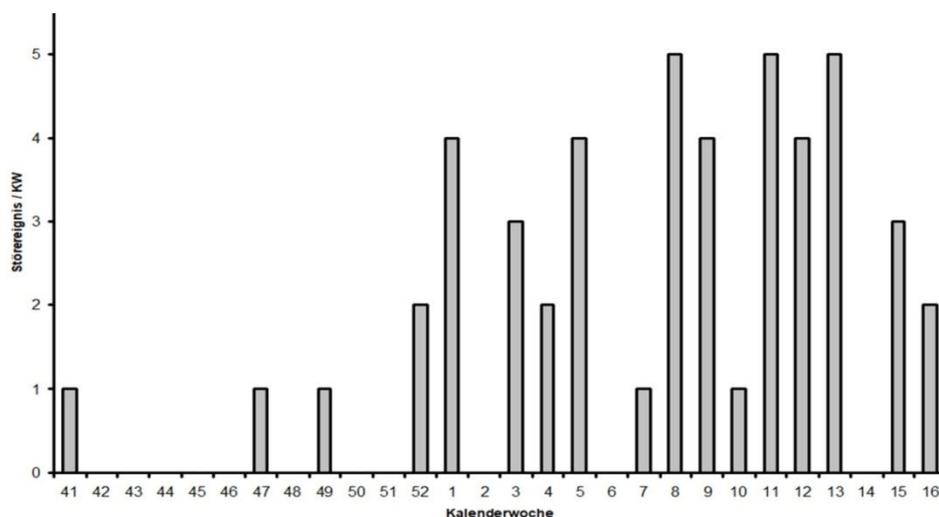


Abb. 70: Summe touristisch ausgelöster Störereignisse in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

B.4 Straßenverkehr

Als Störereignisse durch Straßenverkehr wurden alle Fälle bewertet, in denen ein Kraftfahrzeug Auslöser des Ereignisses war (Ereignisse des Beobachters selbst wurden nicht gewertet). Naturgemäß wurden diese überwiegend entlang der Straßen und Wege beobachtet. Deutlich ist in Abb. 71 der Verlauf der Landesstraße L15 (Bingum - Ditzum- Dyksterhusen) zu erkennen. Ebenfalls wurde eine Häufung von Störereignissen im Verlauf der Denkmalstraße / Hatzumerfehnen in Ditzumerverlaat. Einzelne Ereignisse wurden auch in anderen Bereichen des Untersuchungsgebietes festgestellt. Störereignisse durch Kraftfahrzeuge kommen während der gesamten Rastsaison vor (Abb. 72).

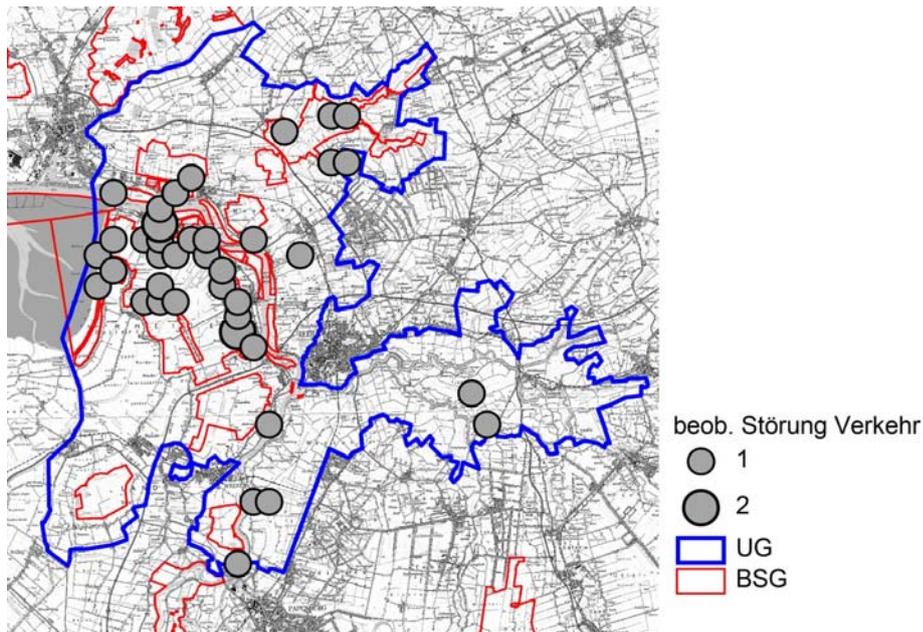


Abb. 71: Beobachtete Störereignisse durch Kraftfahrzeuge in der Ems-Dollart-Region 2016-2019 pro km²

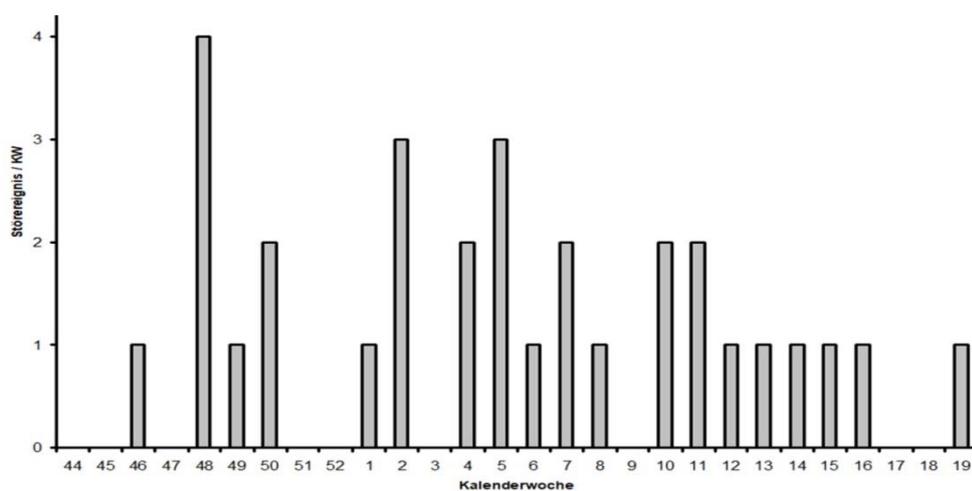


Abb. 72: Summe der von Kraftfahrzeugen ausgelösten Störereignissen in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

B.5 Luftverkehr

Helikopter, Flugzeuge und ähnliche Fluggeräte lösen häufiger Fluchtreaktionen von rastenden Wildgänsen und anderen Gastvögeln aus. Abb. 73 zeigt die räumliche Verteilung der beobachteten Störereignisse. Deutlich ist eine Konzentration der Ereignisse im Nahbereich der Ems und besonders in der Nähe des Flugplatzes in Leer-Nüttermoor erkennen. Saisonal gibt es einen deutlichen Schwerpunkt der beobachteten Störungen im Mittwinter, d.h. in den Monaten Januar und Februar (Abb. 74). Im Herbst bis Jahresende wie auch im Frühjahr ab April wurden dagegen nur relativ wenige Flugereignisse beobachtet.

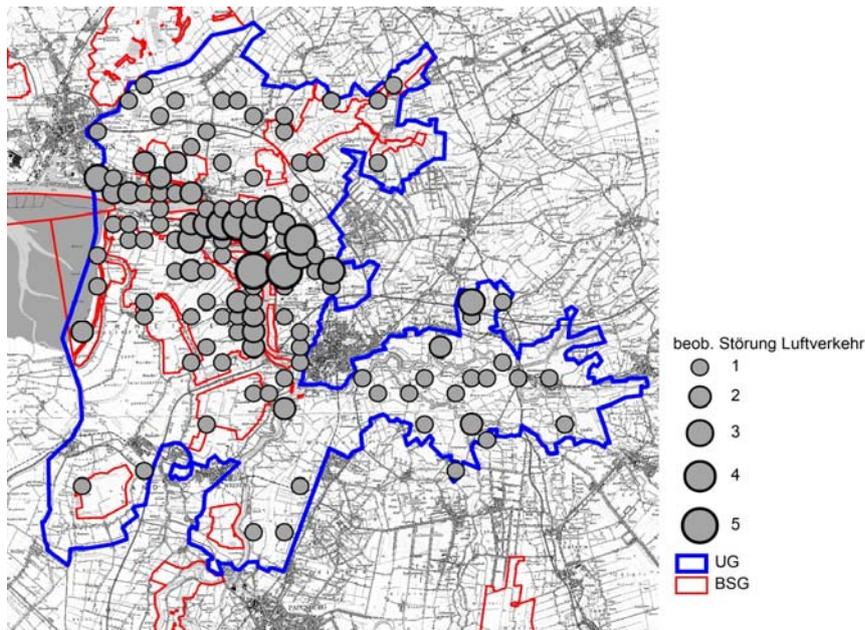


Abb. 73: Beobachtete Störereignisse durch Luftfahrzeuge in der Ems-Dollart-Region 2016-2019

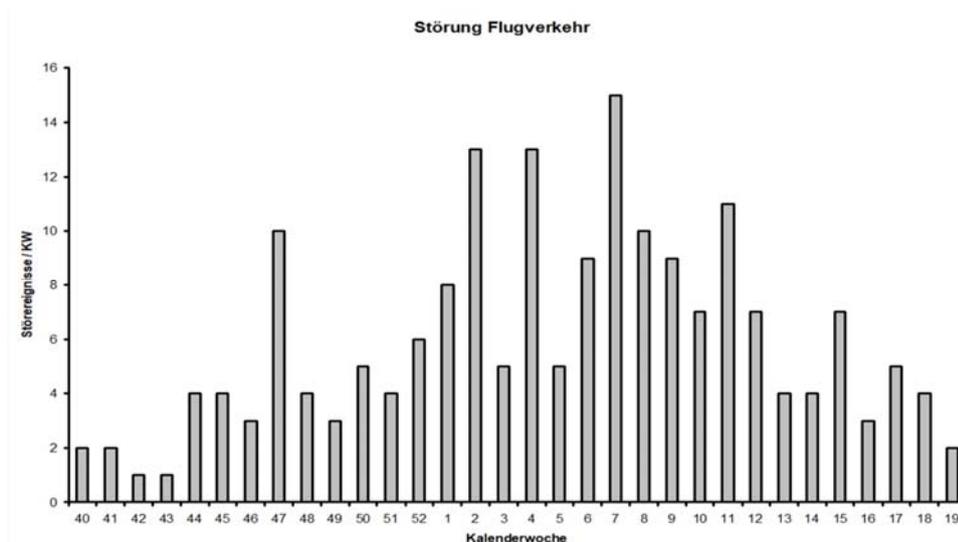


Abb. 74: Summe der durch Luftfahrzeuge ausgelösten Störereignisse in der Ems-Dollart-Region nach Kalenderwochen (2016-2019)

B.6 Natürliche Ursachen

Auch natürliche Störreize können bei rastenden Gänsen Flucht auslösen (Abb. 75). Dies sind i.d.R. im Gebiet umherfliegende Seeadler, aber auch jagende Wanderfalken und einmalig sogar ein überfliegender Weißstorch. Bei den hier beobachteten Fällen überwogen die Beunruhigungen durch Seeadler und entsprechend ist auch die räumliche Verteilung. Das Seeadlerbrutpaar bei Leer ist während des Winters mehrheitlich an der Ems (überwiegend zwischen Weener und Midlum) zu finden, wechselt aber auch in das Leda-Jümme-Gebiet (Polder Holter Hammrich und Vreschen-Boekel). Das Paar vom Großen Meer hingegen fliegt regelmäßig von dort zur Ems und jagt in den Emsvorländern zwischen Jemgum und Emden. Allerdings kommen im Winter auch sicherlich Seeadler aus den skandinavischen und baltischen Brutgebieten als Gastvögel hinzu, so dass eine eindeutige räumliche Zuordnung der Ereignisse zu den jeweiligen Brutpaaren nicht sicher ist. Gesichert lässt sich aber aus diesen Beobachtungen erkennen, dass Seeadler vor allen Dingen dort zu finden sind, wo sich größere Mengen Wasservögel aufhalten.

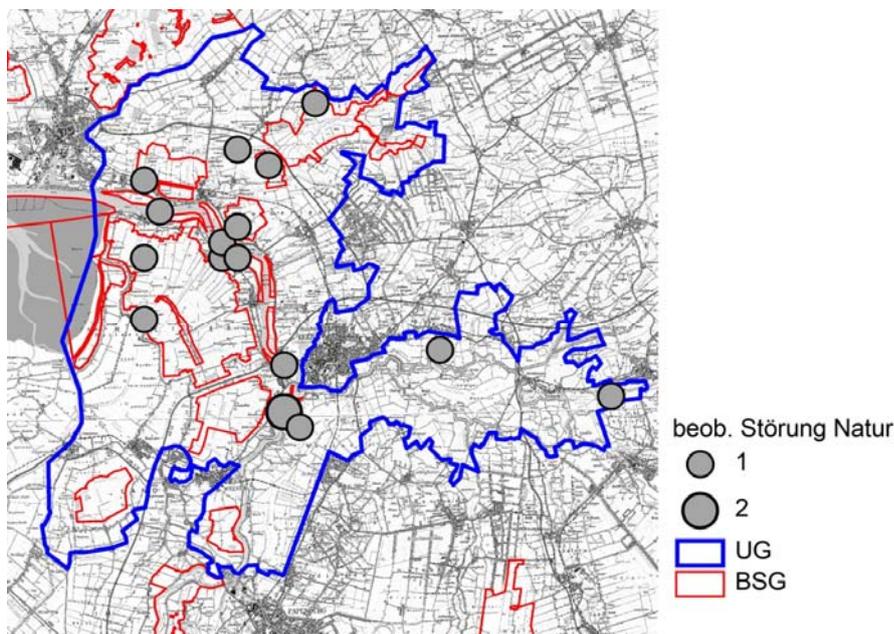


Abb. 75: Beobachtete Störereignisse durch natürliche Störreize in der Ems-Dollart-Region 2016-2019

5.5 Diskussion

Mit anthropogenen Einflüssen werden alle vom Menschen verursachten Veränderungen in den Rastgebieten bezeichnet. Diese können auf verschiedene Art und Weise wirken (Keller 1995). Sie lassen sich in die Kategorien Flächennutzung und Störungsereignisse einteilen.

Alle anthropogenen Einflüsse können ihre Wirkungen auf unterschiedlichen Ebenen des Organismus haben. Diese reichen von der Physiologie eines Einzelindividuums bis zur Population (Übersicht bei Stock et al. 1994). Auf der Ebene der Physiologie sind vor allem Veränderungen der Herzschlagraten unter Störreizeinwirkung belegt (Berger 1992, Neebe & Hüppop 1994). Auf der Ebene des Individuums kommt es vor allem zu Verhaltensänderungen. Diese können in einer Aktivitätsverlagerung z.B. in die Nacht (Lane & Hassall 1996, Riddington et al. 1996), in einem räumlichen Ausweichen bzw. der Aufgabe von Rastplätzen (Stock 1992, Dietrich & Koepff 1994, Wille 2000) oder in einer Veränderung des Verhaltensbudgets, das heißt der Anteile einzelner Verhaltensweisen am Gesamtverhalten bestehen (Hofeditz 1993, Stock & Hofeditz 1994, Jaene et al.

1998). Dabei nimmt i.d.R. das Sichertverhalten zu, während Komfort bzw. Nahrungsaufnahme reduziert werden. Im Extremfall kann es auch zu einer Veränderung des tageszeitlichen Verhaltens kommen. Die Tiere weichen in die ungestörten Nachtstunden aus.

Auswirkungen dieser einzelnen Beeinträchtigungen auf Populationsebene sind nur schwer zu belegen, da es häufig zu summativen Effekten kommt und der Anteil eines einzelnen Einflusses sich nur schwer nachweisen lässt. Madsen (1995) konnten aber in einer aufwendigen Studie den Einfluss von unterschiedlich stark gestörten Rastgebieten auf den Reproduktionserfolg von Kurzschnabelgänsen deutlich nachweisen.

Aus diesem Grund stellt sich auch im konkreten Fall die Frage nach der Bedeutung der hier vorgestellten Störfaktoren. Betrachten wir dabei zunächst die potentiellen Störreize (A.1-A.3.). Diese Faktoren könnten entweder aktuell zuvor eine Störung ausgelöst haben und sind damit wenig aussagekräftig in der konkreten Bewertung. Allerdings ergibt die Summe der Erfassungen ein Eindruck über die Belebtheit der Landschaft mit grundsätzlich die Raumnutzung beeinflussenden Faktoren. Dies gilt für die reguläre landwirtschaftliche Aktivität der Flächenbewirtschaftung, die Anwesenheit von Anglern oder auch anderer Gruppen wie z.B. Jäger. Sie alle stellen Störreize dar, die die Flächenwahl der Gänse ggf. beeinflussen oder beeinflusst haben. Ein deutliches Beispiel stellt die landwirtschaftliche Aktivität (A.1 Abb. 55) dar. Sehr deutlich zeigen die Ergebnisse, dass diese während der Jagdzeit in deutlich geringerem Ausmaß vor Ort präsent ist als nach dem 15.1. Die Gründe liegen einerseits in den Restriktionen der DüngVO und der Befahrbarkeit der Flächen zu suchen und andererseits (in den Vogelschutzgebieten) in den Vertragsbedingungen der ELER-Verträge "Schutz nordischer Gastvögel". Allerdings liefert der Vergleich der Aktivitäten innerhalb und außerhalb der Vogelschutzgebiete (Abb. 54, Abb. 55) wenig Anhaltspunkte, dass es im Vertragsgebiet zu weniger Aktivitäten aufgrund der vertraglichen Restriktionen käme. Vor dem Hintergrund der landwirtschaftlichen Aktivitäten im Gebiet haben die Gänse in der ersten Hälfte des Winterhalbjahres weniger Einschränkungen als im auslaufenden Winter und dem Frühjahr, wo landwirtschaftliche Aktivität nahezu flächendeckend stattfindet. Allerdings finden diese Aktivitäten zeitlich begrenzt statt. Das Fräsen von Gruppen, das Ausbringen von Gülle, das Kontrollieren und Erneuern von Zäunen usw. sind befristete Aktivitäten mit begrenzter Wirkdauer, wengleich häufig zeitlich so konzentriert und flächig, dass sie durchaus wirksam sein können.

Anders verhält es sich mit den statischen Störreizen. Diese können permanent sein und strukturbedingt auf die Raumnutzung der Vögel einwirken wie das z.B. für Windanlagen (Kruckenberg & Jaene 1999), Straßen (Kruckenberg et al. 1998) oder Stromtrassen (Ballasus 1997) belegt wurde. Hier wirkt eine bauliche Struktur als Störreiz und die Gänse halten entsprechende Sicherheitsabstände. Solche Störreize reduzieren die nutzbare Nahrungsfläche in einem Rastgebiet (Borbach-Jaene 2002) und sind damit dauerhaften Flächenverlusten gleichzusetzen. Andere statische Störreize können aber auch zeitlich begrenzt sein. Wichtige Beispiele sind in diesem Fall die Vergrämuungsmaßnahmen durch Vogelscheuchen, Flatterbänder oder Knallautomaten. Diese haben konkret zum Ziel, die Gänse von bestimmten Flächen fernzuhalten, und es gibt zahllose Möglichkeiten, die lokal entsprechende Wirkung zeigen (Kear 1990, Summers & Hillman 1990, Lane & Nakamura 1996, Drake 2005). Die deutliche geografische Übereinstimmung von Vogelscheuchen / Flatterbändern auf der einen und konkreten Beobachtungen vorsätzlicher Störungen (landwirtschaftliche Störungen Abb. 56 bzw. Feuerwerk und Schüsse Abb. 65) weisen darauf hin, dass die Erfassung der statischen Störreize wie Vogelscheuchen durchaus geeignet ist, Zonen erhöhter Vergrämung zu indizieren. Diese fallen mit den Bereichen zusammen, wo sich im Frühjahr überwiegend die Weißwangengänse zur Nahrungssuche einfinden und reduzieren damit die den Gänsen verfügbaren Weidebereiche erheblich. Eine große Zahl von Studien hat sich in den letzten Jahrzehnten mit der Frage der Vermeidungsmaßnahmen von Gänseschäden befasst (z.B. van Paassen 1993, Ebbinge et al. 1999). Vergrämung ist nur dann sinnvoll, wenn diese der Lenkung der Vögel in dafür

entsprechende Ruheräume dienen soll (Kear 1963). Die Einrichtung von derartigen Duldungsgebieten zeigt aber nur entsprechende Wirkungen, wenn diese wirklich störungsfrei und groß genug sind (Hespeler 1999, Koffijberg et al. 2017), ansonsten führen gerade statische Reize wie Flatterbänder oder Vogelscheuchen relativ schnell zu Gewöhnungseffekten (Kear 1990). Hauptgrund sind dafür die physiologischen Zwänge insbesondere im Frühjahr während der Zugvorbereitung, im Zweifel selbst die Wirkung von Vergrämungsabschüssen nur wenige Tage anhalten lassen (Månsson 2017). Insofern stellt die hier festgestellte Vergrämung mit statistischen Reizen keine Lösung des Problems der Ertragsminderung durch rastende Gänse. Vielmehr werden die Gänse ziellos von einer Fläche zu anderen "verschoben". Darin unterscheidet sich auch das direkte Verscheuchen der Gänse nicht: hierbei werden durch das aktive Vertreiben zusätzlich noch erhöhter Energieaufwand verursacht und entsprechend kompensatorischer Nahrungsaufnahme begünstigt (Nolet et al. 2016). Die Ems-Dollart-Region ist bedingt durch das quantitativ große Auftreten zahlreicher Wasservogelarten ein Rastgebiet von hoher internationaler Bedeutung (Gerdes 2000, 2019). Wegen dieser Bedeutung wurde Teile dieser Region im Jahr 2000 als EU- Vogelschutzgebiete ausgewiesen, andere Bereiche blieben bisher unberücksichtigt, obwohl sie die gleiche Wertigkeit aufwiesen (z.B. Leda-Jümme, Kruckenberg 2014). Zur Erreichung der Anforderungen aus dieser Schutzverpflichtung ist es zwingend, die Gesamtsituation soweit zu verbessern, dass mutwillige Störungen in den Schutzgebieten bzw. international bedeutsamen Bereichen nicht mehr auftreten und die Vögel damit die ihnen zugedachte Fläche optimal nutzen können.

B. Wintergänse

6 Direktbeobachtungen von Verhaltensänderungen und Fluchtdistanzen

Oliver Keuling, Justine Güldenpfennig, Hinrika Hirte, Stella Bergmann

6.1 Methoden: Direktbeobachtungen von Verhaltensänderungen und Fluchtdistanzen

6.1.1 Direktbeobachtungen zur Reaktion von Gänsen auf Störungen

Von Mitarbeitern des ITAW wurden im Herbst 2016 insgesamt 21 Beobachtungstage sowie im Spätsommer 2017 noch einmal 29 Beobachtungstage an Gänsen durchgeführt. Hierbei wurden die besenderten Gänse längerfristig beobachtet, um die Senderdaten mit tatsächlichen Verhaltensmustern abgleichen zu können. Hauptaugenmerk lag auf Beobachtungen von Aufmerksamkeits- und Sicherungsverhalten sowie auf Reaktionen auf potentielle Störungen. Zusätzlich wurden bei den Graugänsen Daten zur Familienkonstellation aufgenommen.

Im November 2018 wurden vom ITAW gezielte Beobachtungen zu Fluchtdistanzen an Grau- und Blässgänsen in den Untersuchungsgebieten Leineau und Dümmer durchgeführt. An 8 Tagen vom 16. Oktober bis 3. November von 10:00 und 17:00 Uhr wurden die verschiedenen Reaktionen und Entfernungen verschiedener Trupps von Grau-, Bläss- sowie Kanada- Nil- und Saatgänsen beobachtet.

Zunächst wurden mit einem Spektiv (Leica-Apo-Televid 77) die Gruppengröße sowie die Arten bestimmt und das Verhalten der Gänse in Ruhe aus größerer Entfernung beobachtet. Die Entfernung, in der noch keine Verhaltensänderung zu beobachten ist, wird Beobachtungsdistanz (*observing distance* OD) genannt. Von einem Startpunkt wurde die Entfernung (*starting distance* SD) zu den nächsten Gänsen der Gruppe mit einem Laserentfernungsmesser (Leica 7x42 BD Geovid) gemessen und dann direkt und gradlinig auf die Gruppe zugegangen. Bei jeder Reaktion der Gänse wurde die entsprechende Entfernung gemessen.

Die Distanzen der verschiedenen Reaktionen wurden notiert (Tab. 14). Zusätzlich wurde eine Kategorisierung in „a“ (Einzelindividuen, <10 % der Gruppe) und „b“ (gesamte Gruppe, >90 % der Gruppe) vorgenommen.

Tab. 14: Ethogramm der Reaktionskategorien

Reaktionskategorie	Abkürzung	Definition
Aufmerksamkeit	AD	Gänse streckend den Hals und/oder schauen in Richtung der sich annähernden Person (Beobachter)
Vokalisation	VD	Gänse schnattern
Bewegung	MD	Gänse vergrößern gehend die Distanz zum Beobachter (<i>“moving distance”</i>)
Auffliegen	FD	Gänse fliegen auf (<i>“flight distance”</i>) und kehren nicht sofort auf dieselbe Fläche zurück.

Deskriptive Statistiken wurden mit MS Excel erstellt. Um Unterschiede der Anteile verschiedener Reaktionskategorien in unterschiedlichen Umgebungsbedingungen zu testen wurde der Chi²-Test

angewendet. Abschließend wurde der Mann-Whitney U-Test mit PSPP (GNU-Projekt) angewandt, um Unterschiede der Reaktionsdistanzen in unterschiedlichen Habitaten zu testen.

6.2 Ergebnisse Direktbeobachtungen zur Reaktion von Gänsen auf Störungen

Im Herbst 2016 und Spätsommer 2017 erfolgten insgesamt 1.157 Beobachtungen von „Störungen“ bzw. Verhaltensänderungen. In den drei Untersuchungsgebieten variieren die menschlichen Störungen durch Autos und erholungssuchende Menschen deutlich (Abb. 76). Im UG Dümmer sind viele Menschen zu Fuß oder mit Fahrrad unterwegs, am Großen Meer werden die kleinen Straßen deutlich stärker von Pendlern benutzt. Die anderen potentiellen Störfaktoren unterscheiden sich kaum. In der Leineau ist insgesamt wenig menschliche Störung zu beobachten, hierbei handelt es sich vorwiegend um Spaziergänger, Auffällig ist der große Anteil an Verhaltensänderungen ohne beobachtete potentielle Störquelle. Obwohl die Jagd auf Graugänse bereits ab August beginnt und auch andere Wildarten wie Rehwild oder Füchse zur Beobachtungszeit bejagt werden dürfen, wurden im direkten Umfeld keine jagdlichen Aktivitäten wahrgenommen.

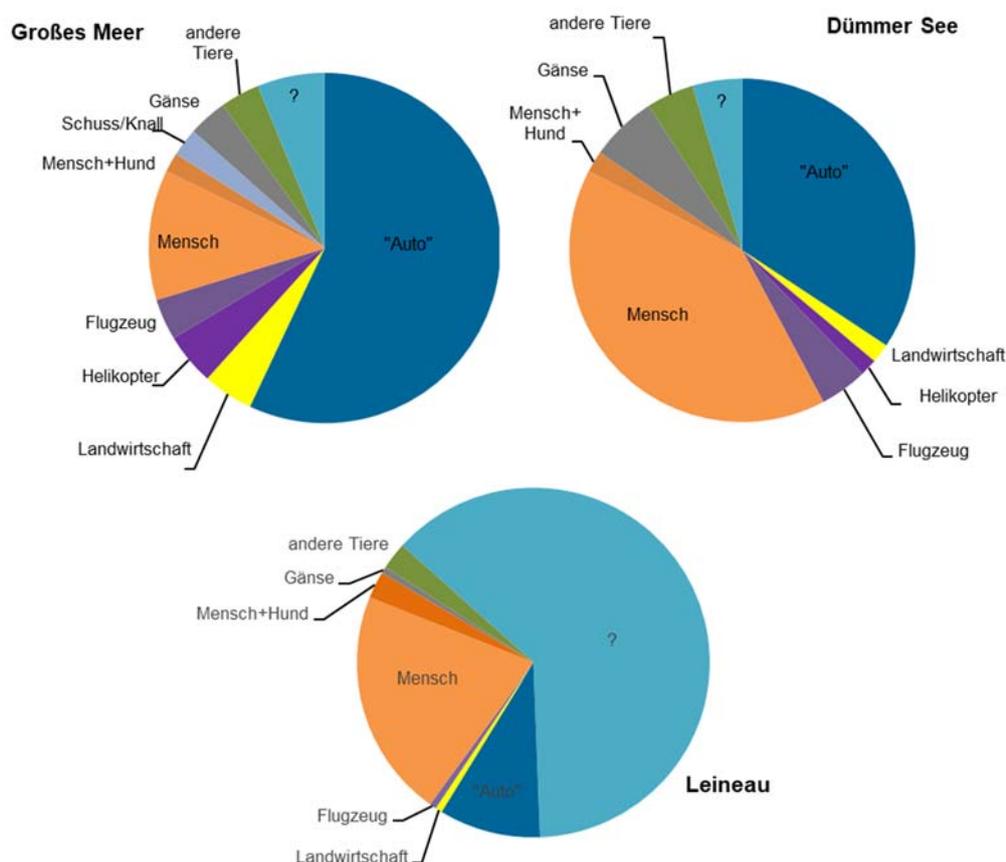


Abb. 76: Anteile der verschiedenen potentiellen „Störungen“ in den Untersuchungsgebieten Großes Meer (N = 500), Dümmer (N = 495) und Leineau (N = 162). ? = Ursache unbekannt

Bei den Dauerbeobachtungen im Herbst 2016 an allen drei Gänsearten (N = 2140) wurden lediglich in 6,3 % der Zeit Verhaltensmuster beobachtet, die auch als Reaktion auf eine „Störung“ erfolgen können (N=134). Insgesamt konnten lediglich 434 (38 %) vermeintliche „Reaktionen“ nach potentiellen Störungen beobachtet werden. Am häufigsten erfolgten „Reaktionen“ ohne ersichtliche Ursache (Abb. 77), weitere wesentliche Faktoren waren andere Tiere und Landwirtschaft. Besonders häufige Störungen führten zwar auch zu vielen Reaktionen, diese waren jedoch nicht stark mit den Ursachen korreliert (Abb. 77).

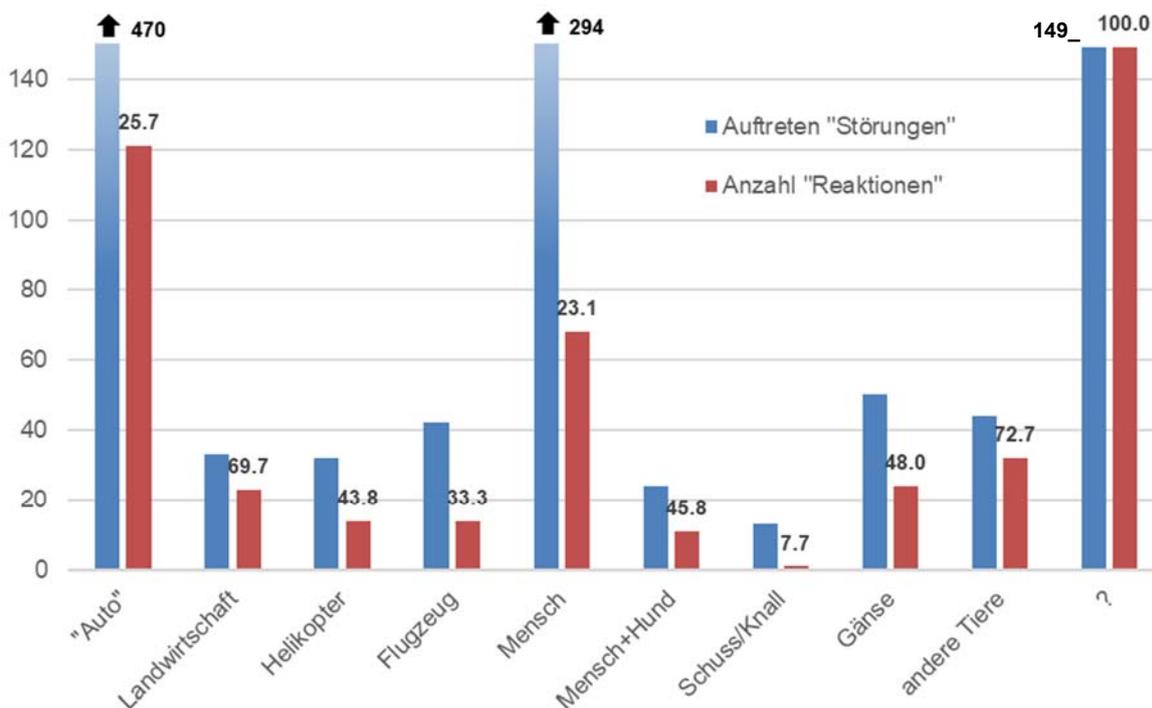


Abb. 77: Beobachtete potentielle Störreize „Störungen“ und Häufigkeit der darauffolgenden Verhaltensmuster (vermeintliche „Reaktionen“). ? = keine erkennbare Ursache, Säulen = Anzahl, Ziffern über den roten Säulen geben die Reaktionshäufigkeit in Prozent wieder, N = 1151, Herbst 2016, Spätsommer 2017

Die Graugänse reagierten überwiegend mit Aufmerksamkeit auf ungewohnte Situationen. Auf Hunde und andere Tiere reagierten Gänse besonders häufig. Ausweichen war v.a. bei Autos (insbesondere langsamen Autos) zu beobachten. Echte Fluchtreaktionen können kaum bestätigt werden, denn das Auffliegen fand überwiegend statt, wenn zuvor keine „Ursache“ beobachtet wurde (Abb. 78, siehe auch Abb. 79A).

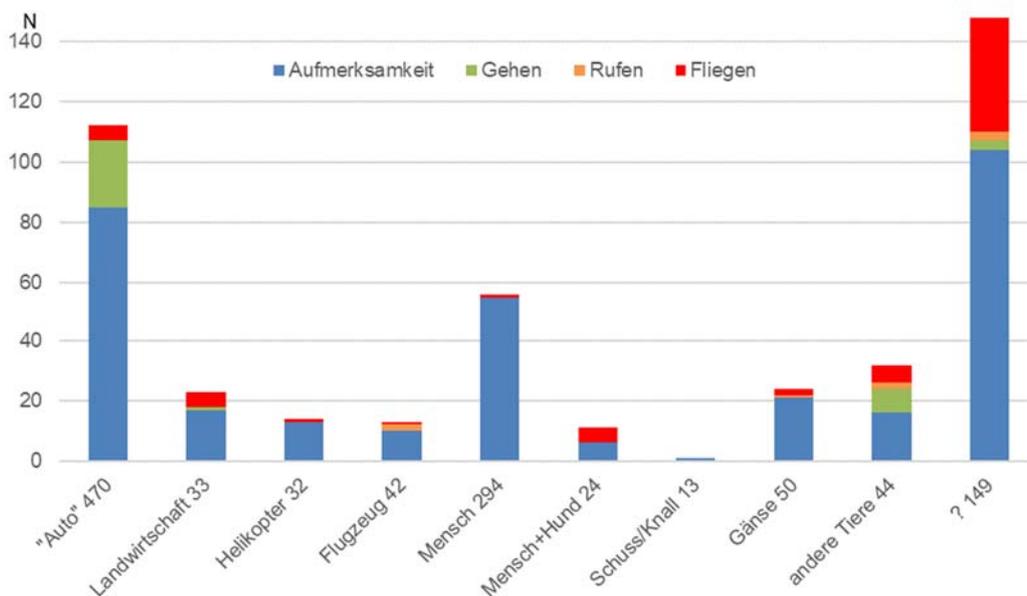


Abb. 78: Zahlen und Häufigkeiten der beobachteten Verhaltensmuster (potentielle Reaktionen auf „Störungen“). ? = keine erkennbare Ursache (N „Reaktionen“ = 434, N „Störungen“ = 1151)

Die wenigen Beobachtungen zu Auffliegen der Graugänse (N = 70) lassen sich oftmals nicht eindeutig mit vorhergehenden Störfaktoren korrelieren. Vielmehr finden die meisten „Auffliegen“ ohne ersichtlichen Störungsgrund statt (Abb. 79A).

Wenn die Gänse mit Auffliegen reagiert haben, sind sie in 87 % aller Fälle außer Sicht geflogen. In den beobachtbaren Fällen, in denen sie an selber oder naher Stelle wieder eingefallen sind, haben sie an Land oder auf dem Wasser geruht, weiter gefressen oder seltener weiterhin aufmerksam die Umgebung beobachtet (Abb. 79B).

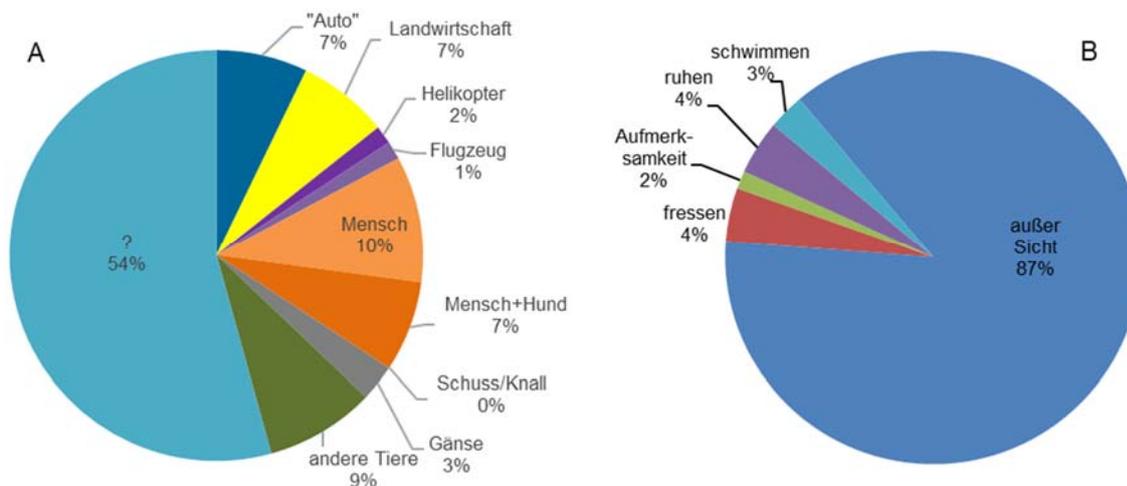


Abb. 79: A) Anteile der Ursachen für „Auffliegen“ insgesamt, B) Anteile der nach einem Auffliegen beobachteten Verhaltensmuster (N = 70)

6.3 Ergebnisse Versuche zu Fluchtdistanzen

Es konnten 31 Fluchtdistanzen-Versuche an insgesamt ca. 7.000 Individuen (73 % Graugans, 23 % Blässgans, des Weiteren Kanadagans, Nilgans, Saatgans) durchgeführt werden. Für 24 Fälle wurde eine Fluchtdistanz des gesamten Trupps (FD_b) von im Mittel 110 m (Median) beobachtet (Abb. 80). In 7 Fällen ist nicht die gesamte Gruppe gleichzeitig (FD_a) aufgefliegen (Abb. 80). Im Untersuchungsgebiet Leineau betrug die FD_b 116 m (Median), am Dümmer 100 m (Median). In

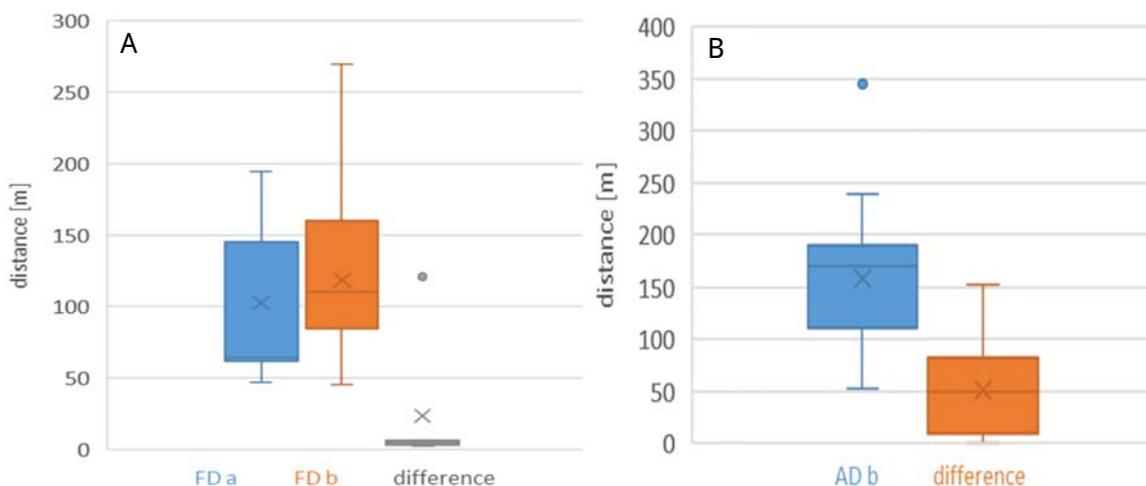


Abb. 80: A) Fluchtdistanzen: FD a und FD b sowie die Differenz zwischen den beiden. B) Aufmerksamkeitsdistanzen: AD b sowie Differenzen zwischen AD b und FD b. „box and whisker plots“ zeigen: Median = horizontale Linie innerhalb der Box, Mittelwert = X, 25 % und 75 % Perzentilen (box) und Spannweite (whiskers), Kreise zeigen statistische Ausreißer.

den überwiegenden Fällen reagierte die komplette Gruppe bei Annäherung mit Aufmerksamkeit (ADb, Abb. 80). Die Aufmerksamkeitsdistanz (ADb) betrug im Median 164,5 m, die Differenz zwischen Aufmerksamkeit und Auffliegen (FDb) betrug 50m (Median).

In den meisten Fällen sind die Gänse gemeinsam aufgefliegen (81 %, FDb). Einzelne Flugereignisse erfolgten in 23 % der Fälle. Vokalisation und Laufen erfolgten deutlich seltener und dann überwiegend durch einzelne oder wenige Gänse (Abb. 81).

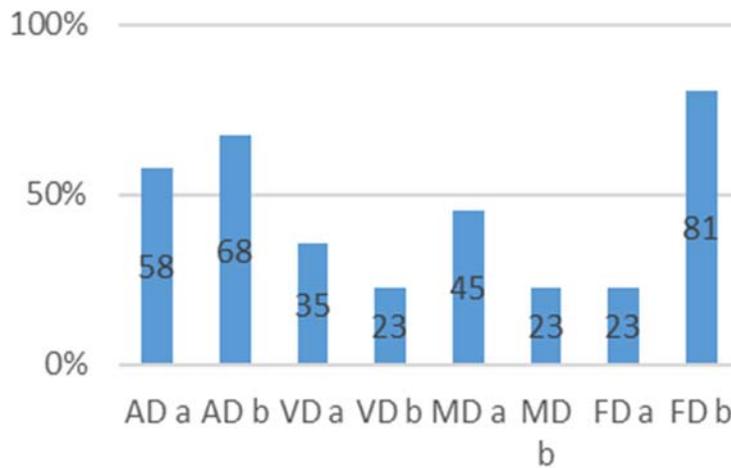


Abb. 81: Häufigkeiten der Reaktionskategorien in % der Beobachtungen (N =31)

In verschiedenen Habitattypen waren die Initial-Entfernungen für Auffliegen deutlich unterschiedlich (Abb. 82).

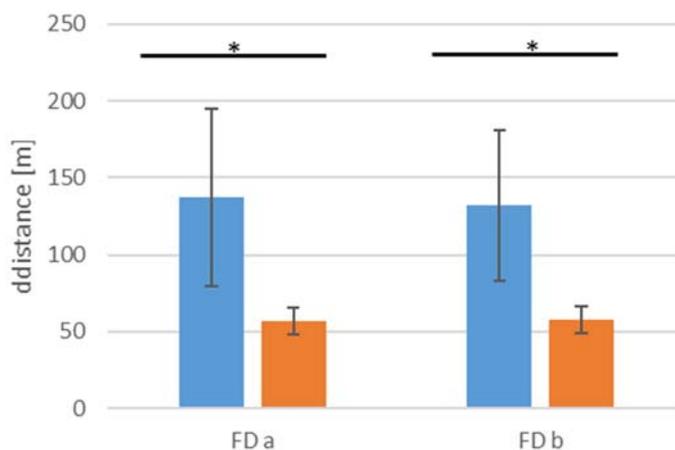


Abb. 82: Fluchtdistanzen in verschiedenen Habitaten: blau = Offenland, orange = Gewässernähe, FDa: Offenland 137.0 m \pm 57.9 m (N=4), Gewässernähe 57.0 m \pm 8.9 m (N=3), Mann-Whitney U Test (U=0.5. Z=-1.96. p=0.050); FDb: Offenland 132.0 m \pm 49.02 m (N=19), Gewässernähe 57.8 m \pm 8.8 m (N=4), Mann-Whitney U Test (U=5.5. Z=-2.88. p=0.004.). „box and whisker plots“ zeigen: Median = horizontale Linie innerhalb der Box, Mittelwert =X, 25 % und 75 % Perzentilen (box) und Spannweite (whiskers).

Die Häufigkeiten einiger Reaktionskategorien änderten sich unter verschiedenen Umgebungsbedingungen (Abb. 83). Einzelne Aufmerksamkeits- und Bewegungsereignisse traten häufiger in der Nähe vielbefahrener Straßen auf (Abb. 83 a und e). Lautäußerungen und Bewegungen wurden häufiger, wenn sich Nilgänse im Trupp aufhielten (Abb. 83 b und c). Auch die Temperatur könnte einen Einfluss haben (Abb. 83 c). Laufen tritt häufiger bei Nebel auf als bei klarer Sicht (Abb. 83 f).

Im Allgemeinen fanden Aufmerksamkeit und Auffliegen deutlich später statt, wenn sich Sichtbehinderungen (Hecken, Gebüsch etc.) zwischen Beobachter und Gänsen befanden. In einzelnen Fällen reagierten einzelne Gänse aber gerade in solchen Situationen deutlich früher.

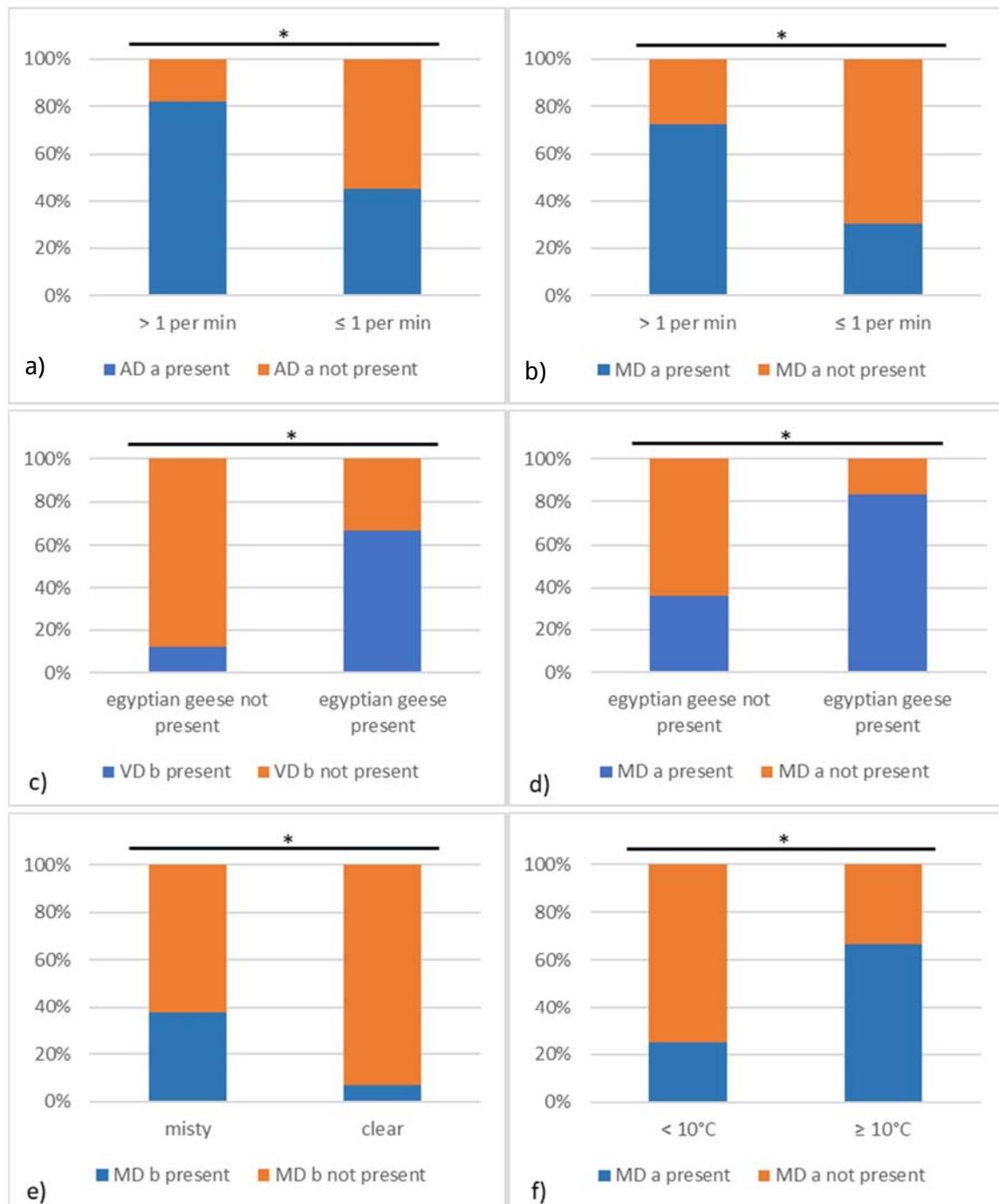


Abb. 83: Vergleich der Häufigkeiten verschiedener Reaktionskategorien unter unterschiedlichen Faktoren: a) ADa und Verkehr: $\text{Chi}^2(1, N=31)=3.95, p \leq 0.05$ b) MDa und Anwesenheit von Nilgänsen: $\text{Chi}^2(1, N=31)=4.38, p \leq 0.05$ c) VDb und Anwesenheit von Nilgänsen (Egyptian geese): $\text{Chi}^2(1, N=31)=8.27, p \leq 0.05$ d) MDa und Temperatur: $\text{Chi}^2(1, N=31)=4.86, p \leq 0.05$ e) MDa und Verkehr: $\text{Chi}^2(1, N=31)=5.23, p \leq 0.05$ f) MDb und Sichtverhältnisse: $\text{Chi}^2(1, N=31)=4.21, p \leq 0.05$

6.4 Diskussion Direktbeobachtungen

Ein wesentlicher Teil der Verhaltensänderungen sind sicherlich Verhaltensmuster, die auch ohne Störung erfolgt wären (siehe Diskussion zu „Auffliegen“). Am häufigsten erfolgten „Reaktionen“ nämlich ohne ersichtliche Ursache (Abb. 77), weitere wesentliche Faktoren waren andere Tiere und Landwirtschaft. Besonders häufige Störungen führten zwar auch zu vielen Reaktionen, diese waren jedoch nicht stark mit den Ursachen korreliert (Abb. 77).

Echte Fluchtreaktionen können kaum bestätigt werden, denn das Auffliegen fand überwiegend statt, wenn zuvor keine „Ursache“ beobachtet wurde (Abb. 78, siehe auch Abb. 79A). D.h. die meisten Flüge waren vermutlich Bewegungsmuster die im Zusammenhang mit den normalen Tageszyklen (Fliegen zu: Ernährung, Ruhen, Schwimmen) stattfindet.

Auf Hunde und andere Tiere reagierten Gänse besonders häufig, diese Beobachtung sollte für zukünftige Managementmaßnahmen einbezogen werden.

Die wenigen Beobachtungen zu Auffliegen der Graugänse (N = 70) lassen sich oftmals nicht eindeutig mit vorhergehenden Störfaktoren korrelieren. Vielmehr finden die meisten „Auffliegen“ ohne ersichtlichen Störungsgrund statt (Abb. 79A). Um tatsächliche Störursachen und deren Auswirkungen festzustellen sind deswegen gezielte sehr genaue Untersuchungen, wie sie Ziel des Gesamtprojektes sind, mittels Telemetrie und Direktbeobachtungen zu allen Jahreszeiten notwendig.

Die mittlere Fluchtdistanz (Auffliegen FDb) der Graugänse (und z.T. Blässgänse) im November 2018 liegt innerhalb der Literaturwert für bejagte (105 - 224 m) und unbejagte (65 - 133 m) Bläss- und Saatgänse (Kruckenberg et al. 2008). In Niedersachsen wird der Jagddruck insgesamt als eher niedrig angesehen (Keuling & Siebert 2015), so dass die Einflüsse durch andere Faktoren durchaus als zuverlässige statistische Aussagen angesehen werden können.

Auffällig ist, dass die Verhaltensmuster Aufmerksamkeit, Schnattern und Laufen deutlich häufiger auch einzeln auftreten, während Auffliegen überwiegend durch die gesamte Gruppe passiert. Es reicht immer aus, wenn einzelne Tiere in einem Schwarm aufpassen und Warnen, das Überleben des Individuums hängt jedoch davon ab, im Gefahrenfall, und sei es nur eine vermeintliche Gefahr, mit der ganzen Gruppe zu fliehen.

Laufen und Schnattern wurden verhältnismäßig selten beobachtet. Laufen ist zwar weniger Energieverbrauchend als Fliegen, um der Gefahr jedoch schnell zu entkommen, ist das Fliegen die Variante mit der höheren Überlebenswahrscheinlichkeit. Im Allgemeinen wird beschrieben, dass dem Auffliegen eine Vokalisation vorausgeht, um andere Gänse aus der Gruppe vorzuwarnen und das Auffliegen zu koordinieren. Die Tatsache, dass Vokalisation deutlich seltener als Auffliegen beobachtet wurde, lässt sich darauf zurückführen, dass eine Person, die sich in direkter Linie annähert, eine sehr eindeutige Gefahr darstellt und das Auffliegen somit direkt erfolgt.

Der Einfluss verschiedener anderer Faktoren zeigt, dass Bejagung nicht als alleinige Gefahrenquelle zu sehen ist. Andererseits haben die Gänse auch gelernt, unter bestimmten Situationen besonders wachsam zu sein. Dieses Verhalten zeigt, wie lernfähig Gänse sind und wie insbesondere Graugänse mit der Gefahr Bejagung umgehen können.

Diese Daten aus den wenigen Beobachtungen sind allerdings mit Vorsicht zu interpretieren und geben nur erste Hinweise auf das Verhalten.

7 Fluchtdistanzen rastender Gänse in der Ems-Dollart-Region als Indikator für jagdliche Störung

Helmut Kruckenberg & Jochen Bellebaum

7.1 Einleitung

Auf dem gesamten Zugweg von den arktischen Brutgebieten in das Wintergebiet und auf dem Frühjahrszug in Russland werden Wasservögel bejagt. Besonders im dicht besiedelten Westeuropa sind die Rastgebiete der Gänse häufig auch intensiv durch anthropogene Aktivitäten (Landwirtschaft, Tourismus, Freizeitaktivitäten und Jagd) geprägt. Zahlreiche Untersuchungen haben nachgewiesen, dass anthropogene Aktivität einen erhöhten Energiebedarf oder sogar eine Verdrängung der Gänse und anderer Vögel aus ihren Nahrungsgebieten bewirken kann (Madsen 1985; Riddington 1996; Hüppop & Gabrielsen 1999). Fluchtdistanzen wurden häufig als Indikator für den Einfluss anthropogener Störung auf Gänse und andere Wasservögel insbesondere im Hinblick auf Jagd benutzt (z.B. Owens 1977, Madsen 1985, Laursen et al. 2005). Für die häufigsten Gänsearten Blässgans, Tundrasaatgans *Anser fabalis rossicus*, Weißwangengans oder Graugans in Deutschland und den Niederlanden allerdings liegen nur wenige Untersuchungen vor. Aus diesem Grund wurden bereits ab 2006-2009 in der Ems-Dollart-Region die Fluchtdistanzen der rastenden Bläss- und Saatgänse untersucht (Kruckenberg et al. 2008).

Fluchtdistanzen vor einem PKW sind relativ einfach im Gelände zu messen. Dennoch wurden solche Daten bisher nur selten gesammelt, obwohl bekannt ist, dass Störungen einen starken Einfluss auf die Kondition der Vögel und den späteren Bruterfolg haben können (Madsen 1994, Jefferies & Drent 2006). Zu Beginn der 2000er Jahre wurden solche Messungen in verschiedenen Rastgebieten entlang des Zugweges von Mitteleuropa (Ems-Dollart-Region und Niederrhein) über Ostdeutschland bis nach Karelien durchgeführt (Kruckenberg et al. 2008). Bereits damals wurden für die westdeutschen Rastgebiete niedrigere Fluchtdistanzen als z.B. in den 1980er Jahren in Dänemark festgestellt (z. B. Madsen 1985, Laursen et al. 2005). Die niedrigsten Fluchtdistanzen wurden am Unteren Niederrhein ermittelt.

Im Rahmen der Untersuchung des Einflusses der Jagd auf die Gänse in Niedersachsen wurden diese Messungen erneut für diese beiden Arten sowie die Weißwangen- und Graugans durchgeführt. Im Vordergrund standen dabei Vergleiche der Fluchtdistanzen zwischen den drei Perioden unterschiedlicher Jagdausübung als Maß für die Reaktionshäufigkeit der Rastvögel auf einen weitgehend identischen Reiz.

7.2 Untersuchungsgebiet

Die Messungen der Fluchtdistanzen wurden in der Ems-Dollart-Region durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfasst dabei die Vogelschutzgebiete Rheiderland V06, Emsmarsch zwischen Emden und Leer (V10), Dollartvorland (V01), Fehntjer Tief (V09) und angrenzende Nahrungsflächen sowie die Leda-Jümme-Niederung bis Apen und die Emsmarschen zwischen Leer und Papenburg in der Gemeinde Westoverledingen. Alle Straßen und Wege im gesamten Gebiet wurden einmal pro Woche zwischen dem 1.10.-15.5. mit einem PKW befahren (Erfassungstrecke s. Abb. 84).

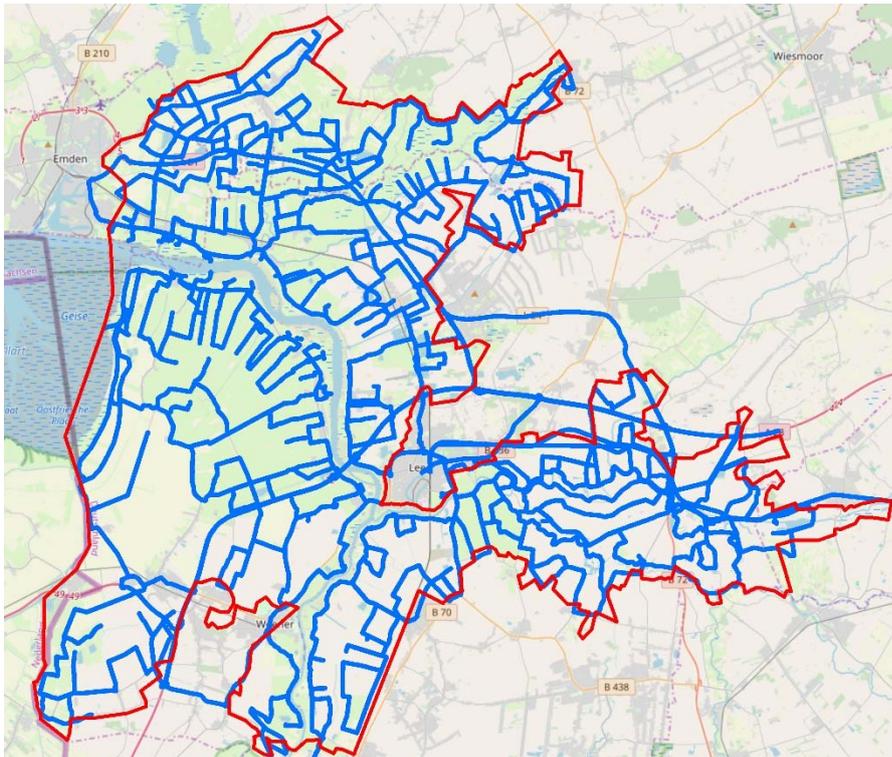


Abb. 84: Untersuchungsgebiet Ems-Dollart-Region (rot) mit den wöchentlichen Erfassungstrecke (blau) für die Messungen

7.3 Methoden

Die Untersuchungen wurden nach einem Standardprotokoll durchgeführt. Mit Hilfe von Laserentfernungsmessern (LEICA Geovid 7x 42 BDA und NIKON Prostaff 6x21 Waterproof) wurde die Distanz ermittelt, bei der die rastenden Gänse eine Reaktion auf den sich annähernden PKW zeigten. Diese Reaktionen (Aufmerken, Laufen, Auffliegen) wurden mit dem entsprechenden Messwert, der Trupfgröße aufgeschlüsselt nach Arten und dem Straßentyp notiert. Flogen die Vögel nicht sofort auf, wurden ggf. mehrere Messungen für die unterschiedlichen Verhaltensweisen durchgeführt. Die Daten der Jahre 2015-2019 werden mit den Daten der Jahre 2006-2007 vergleichend analysiert.

Nach gültiger Jagdzeiten-VO sind in Niedersachsen nur Grau- und Kanadagänse jagdbar. Die JagdZ-VO sieht zudem eingeschränkte Jagdzeiten in ausgewählten Vogelschutzgebieten (hier: V01, V06, V10) vor. Die Jagd auf anderes Niederwild einschließlich Enten ist auch in diesem Zeitraum dort nicht eingeschränkt. Bei der Analyse der Auswirkung der Jagdzeitenregelung werden daher folgende Zeiträume getrennt: Beginn der Erfassungen bis 30.11. (Jagd überall), 1.11.-15.1. (Jagd nur außerhalb der Vogelschutzgebiete V01, V06,



Abb. 85: Auffliegende Weißwangens- und Ringelgänse bei einer Fluchtdistanzmessung (© H. Krukenberg, Fotomontage)

V10 erlaubt), ab 16.1. keine Jagd mehr erlaubt. Bei der Voruntersuchung waren die Jagdzeiten im relevanten Winterhalbjahr anders geregelt (2006-2007 Jagd nur auf Graugänse 1.11.-15.1.). Im Folgenden wird in den Abbildungen die Jagdzeit 1.11.-15.1. grau unterlegt. Dies entspricht auch dem Zeitraum der tatsächlichen Jagdausübung während der Erfassungsperiode 2015-2019. Analysiert werden hier nur die Messungen der Verhaltenskategorie "Auffliegen" (Abb. 85).

7.3.1 Statistische Analyse

Die gemessenen Fluchtdistanzen wurden mit einem generalisierten additiven gemischten Modell (GAMM, *generalized additive mixed model*) analysiert. GAMM ist ein Verfahren der Regressionsanalyse, das nichtlineare Beziehungen zwischen den abhängigen und unabhängigen Variablen modellieren kann.

Um Unterschiede zwischen den Gänsearten zu berücksichtigen wurden zwischen Trupps unterschieden, die jeweils zu mindestens 2/3 aus Bläss- und Saatgänsen, Weißwangengänsen oder Graugänsen bestanden.

Geeignete Modelle wurden durch Modellselektion anhand des *Akaike Information Criterion* (AICc) ermittelt. Dazu wurde zunächst ein vollständiges Modell mit allen Variablen berechnet und schrittweise Variablen entfernt. Ein Vergleich der Modelle mittels AICc ermöglicht die Identifizierung der Modelle mit den geringsten Werten für AICc. Modelle mit $\Delta AICc < 2$ können als beste Kombination aus guter Anpassung an die Daten und geringer Komplexität gelten (Burnham & Anderson 2002). Wenn mehrere Modelle $\Delta AICc < 2$ erreichten, wurden mittels *model averaging* gewichtete Werte für die Modellparameter ermittelt und damit die Fluchtdistanzen geschätzt (Burnham & Anderson 2002).

Das vollständige Modell enthielt feste Effekte für Untersuchungszeitraum, Jahr, Art, Truppgröße, Tag relativ zum 1. Januar und Jagdzeit. Es wurde mit einer quasipoisson-Verteilung und einem zufälligen Effekt des Untersuchungstages berechnet (Zuur et al. 2009). Alle Auswertungen erfolgten mit dem Programm R 3.3.2 (R Core Team 2016) und den Paketen *mgcv* (Wood 2006) und *MuMIn* (Bartoń 2016).

7.4 Ergebnisse

Insgesamt standen im ersten Zeitraum (2006-07) 464 Messungen und im zweiten Zeitraum 1.017 Messungen (2015-19) auffliegender Trupps mit einem Anteil einer Gänseart von mindestens 67 % zur Auswertung zur Verfügung (Tab. 15).

Tab. 15: Anzahl der zur Auswertung verfügbaren Messungen, Reaktion: Auffliegen.

Art	Zeitraum 2006-2007	Zeitraum 2015-2019
Bläss- und Saatgans	312	405
Weißwangengans	152	511
Graugans	30	101

Die geeignetsten Modelle für den Gesamtdatensatz zeigten Unterschiede zwischen den Arten mit signifikant höheren Fluchtdistanzen für Trupps der Weißwangengans. Daher wurden weitere Auswertungen nach Arten getrennt durchgeführt.

7.4.1 Bläss- und Saatgänse

Für Bläss- und Saatganstrupps wurden vier aussagekräftige Modelle mit $\Delta AICc < 2$ ermittelt (Tab. 16). Alle enthielten Truppgroße und Datum sowie entweder den Zeitraum oder das Jahr als Prädiktoren, nur zwei Modelle auch die Jagdzeit.

Tab. 16: Übersicht über die Modelle mit $\Delta AICc < 7$ für Fluchtdistanzen von Bläss- und Saatganstrupps.

Modell	Jagdzeit	Zeitraum	Jahr	Truppgroße	Datum	df	$\Delta AICc$	Gewichtung
1			+	+	+	9	0	0,243
2		+		+	+	8	0,69	0,172
3	+		+	+	+	10	0,73	0,169
4	+	+		+	+	9	0,98	0,149
5		+	+	+	+	10	2,09	0,085
6	+	+		+		7	2,11	0,085
7	+	+	+	+	+	11	2,7	0,063
8	+		+	+		8	5,21	0,018
9	+	+	+	+		9	5,69	0,014

Die nach „*model averaging*“ geschätzte Fluchtdistanzen zeigten die höchsten Werte von November bis Mitte Januar und nahmen danach bis zum Abzug im Frühjahr stetig ab (Abb. 86). Die Fluchtdistanzen im Dezember waren im Zeitraum 2015-2019 um durchschnittlich 40 % niedriger als 2006-2007.

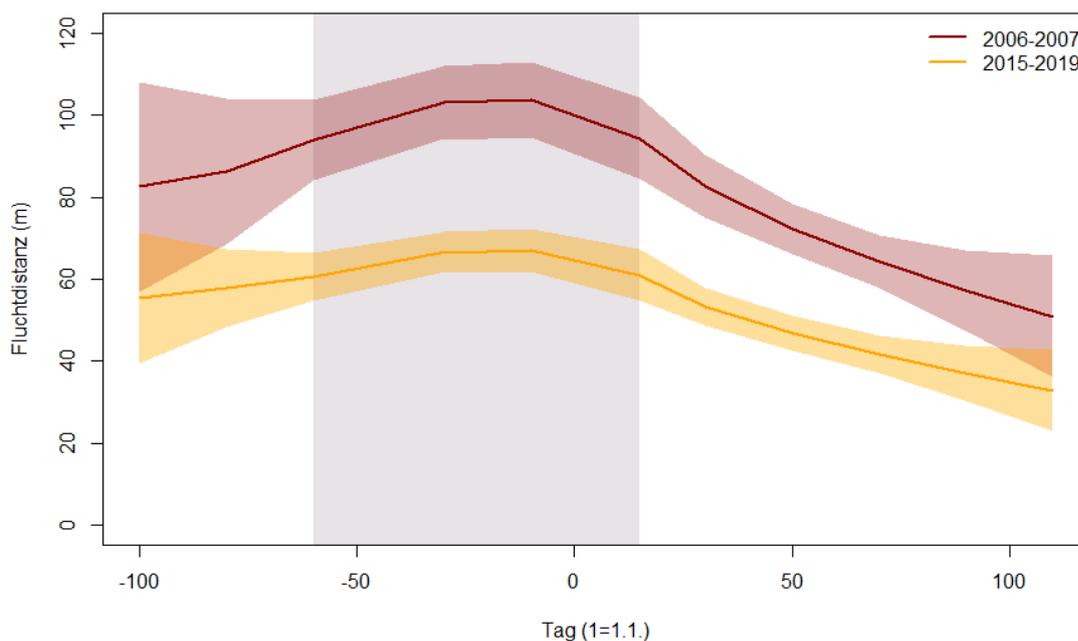


Abb. 86: Geschätzte Fluchtdistanzen mit 95 %-Konfidenzintervall von Bläss- und Saatganstrupps mittlerer Größe (160 Ind.) im Verlauf des Winters.

7.4.2 Weißwangengänse

Auch für Weißwangengänse wurden vier Modelle mit $\Delta AICc < 2$ ermittelt (Tab. 17). Alle enthielten Truppgroße und entweder den Zeitraum oder das Jahr als Prädiktoren, drei Modelle die Jagdzeit und nur eins das Datum.

Die durch das Modell geschätzten Fluchtdistanzen für einen Trupp durchschnittlicher Größe waren im Zeitraum 2015-2019 um mindestens 30 m niedriger als 2006-2007 und in der jeweiligen Jagdzeit um ca. 10 m höher als außerhalb der Jagdzeiten (Tab. 18 Tab. 18).

Tab. 17: Übersicht über die Modelle mit $\Delta AICc < 7$ für Fluchtdistanzen von Weißwangenganstrupps.

Modell	Jagdzeit	Zeitraum	Jahr	Truppgröße	Datum	df	$\Delta AICc$	Gewichtung
1	+		+	+		7	0	0,259
2			+	+	+	8	0,62	0,190
3	+	+		+		7	1,54	0,120
4	+	+	+	+		8	1,75	0,108
5		+	+	+	+	9	2,50	0,074
6	+		+	+	+	9	2,53	0,073
7		+		+	+	8	3,05	0,056
8	+	+	+	+	+	10	4,43	0,028
9	+	+		+	+	9	5,01	0,021
10	+		+			5	5,95	0,013
11			+		+	6	6,09	0,012
12	+	+				5	6,40	0,011

Tab. 18: Geschätzte Fluchtdistanzen der Weißwangengans (m) mit Standardfehler in den beiden Zeiträumen.

Art	Datum	Jagdzeit	Median Truppgröße: 390 Ind.
2007 (Zeitraum 2006-2007)	31.10.	nein	100,7 + 12,4
	1.12.	ja	111,6 + 6,1
	30.1.	nein	96,4 + 6,6
2018 (Zeitraum 2015-2019)	31.10.	ja	71,5 + 3,0
	1.12.	ja	70,9 + 2,9
	30.1.	nein	61,2 + 2,8

7.4.3 Graugänse

Für Graugänse wurden zwei Modelle mit $\Delta AICc < 2$ ermittelt (Tab. 19). Alle enthielten die Jagdzeit, das Datum und das Jahr als Prädiktoren.

Tab. 19: Übersicht über die Modelle mit $\Delta AICc < 7$ für Fluchtdistanzen von Grauganstrupps.

Modell	Jagdzeit	Zeitraum	Jahr	Truppgröße	Datum	df	$\Delta AICc$	Gewichtung
1	+		+		+	7	0	0,329
2	+	+	+		+	8	1,03	0,197
3			+	+	+	8	2,52	0,093
4		+			+	6	2,61	0,089
5	+		+			5	3,16	0,068
6		+	+	+	+	9	3,65	0,053
7	+		+	+	+	9	4,19	0,04
8	+	+			+	7	4,47	0,035
9	+	+	+			6	4,88	0,029
10	+	+	+	+	+	10	5,36	0,023
11	+		+	+		7	6,48	0,013
12	+	+				5	6,70	0,012
13		+		+	+	8	6,73	0,011

Die geschätzten Fluchtdistanzen für einen Trupp durchschnittlicher Größe waren im Zeitraum 2015-2019 um ca. 40 % niedriger als 2006-2007. Sie nahmen im Verlauf des Winters ab und waren in der jeweiligen Jagdzeit deutlich höher als nach der Jagdzeit (Tab. 20).

Bei allen Arten haben sich die Reaktionsdistanzen im Vergleich zum Zeitraum 2006-2007 deutlich reduziert. Nach Ende der Jagdzeit nehmen die Reaktionsdistanzen aller Arten deutlich ab.

Analysiert man die Reaktionsdistanzen zwischen den Vogelschutzgebieten und außerhalb gelegener Bereiche zwischen den drei unterschiedlichen Zeiträumen (s.o.), so zeigt sich für Bläss- und Graugänse in der Phase der eingeschränkten Jagdzeit in den Vogelschutzgebieten kein signifikanter Unterschied zu den unbeschränkten Bereichen außerhalb der Vogelschutzgebiete.

Tab. 20: Geschätzte Fluchtdistanzen der Graugans (m) mit Standardfehler in den beiden Zeiträumen.

Art	Datum	Jagdzeit	Median Truppgröße: 53 Ind.
2007 (Zeitraum 2006-2007)	31.10.	nein	116,5 + 14,5
	1.12.	ja	104,5 + 9,6
	30.1.	nein	82,5 + 6,9
2018 (Zeitraum 2015-2019)	31.10.	ja	64,2 + 4,1
	1.12.	ja	59,0 + 3,2
	30.1.	nein	46,6 + 3,4

7.5 Diskussion

Die Verwendung eines Autos als definiertem Störreiz zur Messung der Reaktionsdistanzen von Gänsen wurden erstmals von Madsen (1985) beschrieben. Die Verwendung eines definierten Reizes zur Ermittlung der Sensibilität auf Störereignisse bietet die Möglichkeit, zeitliche Veränderungen der Sensibilität zu analysieren. Die seit den 1990er Jahren verfügbaren Ferngläser mit Lasermesstechnik haben die Möglichkeiten und die Genauigkeit der Durchführung solcher Untersuchungen im Gelände erheblich verbessert.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Distanzen, ab denen die rastenden Gänse in der Ems-Dollart-Region vor einem anfahrenden und haltenden PKW abfliegen, während der Jagdsaison signifikant höher sind und nach Ende der Jagdzeit am 15.1. recht kurzfristig absinken (vgl. Abb. 86). Von allen Störreizen ist die Jagd der nachhaltigste (Adam et al. 2016) und führt zu deutlichen Verhaltensänderungen (Madsen 1994, Fox & Madsen 1997), weil diese eine direkte Verfolgung darstellt. Bejagung bewirkt eine Sensibilisierung für alle anderen anthropogenen Reize (Wille & Bergmann 2002). Die berechneten Modelle mit AIC <2 weisen alle "Zeitraum", "Datum" und (im Unterschied zu den beiden Untersuchungszeiträumen) "Jahr" als Prädiktoren aus. Jagdzeit ist v.a. für die Graugans als einzige nach Gesetz bejagbare der drei Gänsearten in allen Modellen bedeutsam, aber auch beim besten Modell für die Weißwangengans. Die unterschiedlichen Modellschätzungen beruhen möglicherweise einerseits auf einer unterschiedlichen Betroffenheit durch die Jagd. Graugänse sind die erlaubte Art und reagieren auf Verfolgung natürlicherweise empfindlicher. Bläss- und Saatgänse fliegen morgens häufig mit Graugänsen gemeinsam sehen ähnlich aus und werden damit (s. Kap. 2 bzw. Kap. 15) durch die Jagd beeinträchtigt. Weißwangengänse hingegen rasten räumlich sehr konzentriert im Rheiderland und nahe der Ems. Sie fliegen häufig morgens deutlich später vom und abends deutlich früher zum Schlafplatz. Aber auch auf diese Art scheint das Jagdgeschehen eine sensibilisierende Wirkung haben zu können.

Der deutliche Anstieg von Fluchtdistanzen rastender Gänse mit Beginn der Jagdzeit ist gut belegt (Fox & Madsen 1997, Kruckenberg et al. 2008). Diese reduzieren sich nach Ende der Jagdzeit wieder wie Untersuchungen an Ringelgänsen *Branta bernicla*, Kurzschnabelgänsen oder Bläss- und Weißwangengänsen gezeigt wurde (Owens 1977, Madsen 1985, Kruckenberg et al. 2008). Deutliche Unterschiede in den Fluchtdistanzen zwischen bejagten und unbejagten Gebieten wurde zuvor gut belegt (Owens 1977, Wille & Bergmann 2002). In Dänemark (Madsen 1985) wie auch entlang des Zugweges (Kruckenberg et al. 2008) konnten neben dem deutlichen Zusammenhang

zur Jagdzeit auch ein Einfluss der kühleren Temperaturen im Januar und Februar gefunden werden. Dies ist unter den milden Bedingungen der Winter 2015-2019 kaum mehr gegeben. Bevor in den 1970er Jahren die Jagdzeit für Blässgänse geschlossen wurde, näherten sich diese Straßen und Wegen nicht näher als 300-500m, während diese innerhalb von fünf Jahren nach 1977 auf 100-300m zurückging (Gerdes & Reepmeyer 1983).

Die Ergebnisse dieser Studie belegen, dass die rastenden Bläss- und Weißwangengänse in der Ems-Dollart-Region während der Jagdzeit signifikant höhere Fluchtdistanzen aufweisen. Wenn gleich die Nachweise illegaler Verfolgung abgenommen haben, könnte also gefolgert werden, dass die rastenden (geschonten) Arten zumindest indirekt durch die Jagd auf andere Arten im Gebiet (Graugans, Enten, Niederwild) beunruhigt werden. Dies ist vor dem Hintergrund der Tatsache, dass auch diese Arten auf dem Zugweg in vielen Staaten bejagt werden, auch wenig verwunderlich.

Andere Störungen wie z.B. die Landbewirtschaftung oder Freizeitnutzung hingegen kommen als Faktoren hier nicht in Betracht, da diese während der Jagdzeit deutlich geringer auftreten als während der Frühjahrsphase (vgl. Kap. 5 Faktoren).

7.5.1 Fluchtdistanzen 2006-2007 und 2015-2019 im Vergleich

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass sich die Reaktionsdistanzen in der Ems-Dollart-Region im letzten Jahrzehnt deutlich verringert haben. Dies ist besonders deutlich für die Bläss- und die Graugans, deren mittlere Fluchtdistanzen sich in dem Zeitraum zwischen 2006-2007 und 2015-2019 um ca. 40 % verringert haben. Für die Weißwangengans zeigt das Modell im Vergleich der beiden Zeiträume eine Reduzierung der Fluchtdistanzen von 30 m während und 10 m außerhalb der Jagdzeit. Häufige Störungen bewirken, dass die Gänse die Nahbereiche von Straßen und Wirtschaftswegen meiden, obwohl dort attraktive Nahrung verfügbar wäre (Dijkstra & Dijkstra-de Vlieger 1977, Owens 1977, Madsen 1985, Keller 1991). Mitte der 1990er Jahre war die Nutzungsintensität entlang der Wirtschaftswege im Rheiderland in einem Abstand von 50-100m deutlich reduziert (Jaene & Kruckenberg 1996), was in engem Zusammenhang mit den Fluchtdistanzen (Kruckenberg et al. 2008) und als Konsequenz einem grundsätzlich erhöhten Meideverhalten und Verhaltensänderungen verbunden war (Kruckenberg et al. 1998, Jaene et al. 1998). Die Ursachen für diese deutliche Verringerung der Fluchtdistanzen sind wenig geklärt. Gewöhnung an Menschen bzw. Fahrzeuge könnte eine Ursache sein. Als im Jahr 2000 das Rheiderland (V06) und Emsmarsch zwischen Leer und Emden (V10) als EU-Vogelschutzgebiete ausgewiesen (NMU 2000) und das Vertragsnaturschutzprogramm begonnen wurde, stand die Reduktion von Störungen im Zentrum der Bemühungen. Möglicherweise geschehen derartige Gewöhnungsprozesse relativ langsam, zumal die Jagd durch die Ausweisung nicht eingeschränkt werden.

Während der Untersuchungszeiträume waren zwar alle Gänsearten mit Ausnahme der Graugans nicht jagdbar, allerdings gab es immer wieder Beobachtungen von illegaler Nachstellung (vgl. Kruckenberg 2002, 2004, 2006, 2007). Im Zeitraum 2015-2019 wurden ebenfalls solche Ereignisse festgestellt (Kruckenberg 2017, 2018). Betrachtet man die offiziellen Jagdstrecken (Landkreis Leer brfl.), so ist eine deutliche Zunahme der Graugansstrecke erkennbar. Die Streckenstatistik ist allerdings räumlich unscharf und gibt keine zeitliche Auskunft. Abnehmende Intensität als Grund für die geringeren Fluchtdistanzen scheint daher unwahrscheinlich.

Im Zeitraum zwischen der ersten Messreihe (2006-2007) und der Wiederholung (2015-2019) hat die Nutzungsintensität über die Wintersaison durch die Gänse im Gebiet nicht mehr zugenommen. Allerdings ist die Nutzungsintensität durch die rastenden Gänse im Herbst deutlich angewachsen (Kruckenberg 2016). Eventuell tritt also die Verringerung der Fluchtdistanzen infolge abnehmender attraktiver Nahrungsbereiche abseits der Straßen ein. Eine derartige "Pseudo-Habituation" fanden Jaene et al. (1998) bereits an Straßen im Saisonverlauf wie auch im Zusammenhang mit Windanlagen (Kruckenberg & Borbach-Jaene 2001). Die Annäherung an eine Störreizquelle stellt immer

eine Konfliktsituation zwischen den abweisenden Effekten der Störreizquelle und der Attraktivität der Nahrungsquelle dar (vgl. Newton 1998). Je stärker sich der Vogel der Reizquelle annähern soll, desto attraktiver muss also die Ressource im Nahbereich der Störreizquelle sein.

7.5.2 Wirkung von Störungen

Vögel, die häufig gestört werden, zeigen einen erhöhten Energieverbrauch und weniger Zeit für die Nahrungssuche während des Tages (Riddington et al. 1996). Aufgrund der physiologischen Zwänge versuchen die Vögel, dieses zunächst z.B. durch Reduktion anderer Verhaltensweisen, Verlagerung der Nahrungssuche in andere Tageszeiten wie z.B. die Nacht o.ä. zu kompensieren (Lane & Hassall 1996, Jaene et al. 1998, Madsen 1998). Allerdings ist dies nicht immer möglich und entsprechend zeigen jagdliche Störungen, intensive Vergrämnungsmaßnahmen oder andere anthropogene Einflüsse insbesondere im Frühjahr negative Effekt auf den Bruterfolg arktischer Gänse (Madsen 1994, Stock 1997, Jefferies & Drent 2006). Störungen können negative Auswirkungen auf Kondition und Fitness von Tieren haben (Stock et al. 1994), z. B. indem stärker gestörte Gänse einen geringeren Reproduktionserfolg haben (Madsen 1995). Solche Beeinträchtigungen von Gänserastgebieten auf der Ebene des Verhaltens und der Population (Reproduktion oder Mortalität) lassen sich durch das ausschließliche Erfassen von Rastbeständen (z.B. Borbach-Jaene et al. 2002, BMS Umweltplanung 2019) allein nicht erkennen. Nur über eine Kontrolle demografischer Kennzahlen wie Reproduktion, Mortalität, aber auch Rastplatztreue unter verschiedenen Rahmenbedingungen wäre der Einfluss von Störwirkungen vollständig zu quantifizieren (vgl. Gill et al. 2001).

Veränderungen der Fluchtdistanzen haben direkten Einfluss auf die effektiv nutzbare Größe der verfügbaren Nahrungsflächen (Fox & Madsen 1997). Am deutlichsten zeigt sich das in Karelien, wo während der intensiv ausgeübten Frühjahrsjagd ausschließlich die jagdfreien Schutzgebiete von den Gänsen aufgesucht werden (Kruckenberg et al. 2008). Dies gilt aber auch für die deutschen Rastgebiete. So zeigte sich anhand von Modellierungen (Bellebaum et al. 2008), dass die nutzbare Nahrungsfläche der Gänse im Rheiderland bei einer Annahme brandenburgischer Fluchtdistanzen um 40 % reduziert würde. Insgesamt betrug diese von den Gänsen genutzte Fläche vor 15 Jahren bereits durch die verschiedenen anthropogenen Störreize nur 72 % des potentiell verfügbaren Angebots (Jaene-Borbach et al. 2009), was zu Konzentrationseffekten in den abgelegenen Bereichen mit verstärktem Potential von Ertragsschäden führt, weil die potentielle Schadensschwelle (Diekmann 1983, Lauenstein 1999, Bergmann & Wille 2001) hierdurch überschritten wird. Gerade in Rastgebieten mit hoher Weideintensität erscheint es daher sinnvoll, alle Maßnahmen oder Tätigkeiten zu vermeiden, die zu Konzentrationseffekten der Gänse führen und Ertragseinbußen wahrscheinlicher oder ausgeprägter werden lassen.

Die Ergebnisse dieser Studie belegen erneut, dass die Jagd, selbst auf andere Arten, Gänse in den Rastgebieten gegenüber Störreizen sensibilisiert und zu erhöhten Fluchtdistanzen führt. Diese sind bei Graugänsen am deutlichsten ausgeprägt, da diese Art bejagt werden darf. Aber auch die Bläss- und die Weißwangengans zeigen Reaktionen auf die Jagdzeiten. Dies hat ggf. erhöhten Energieaufwand durch vermehrtes Auffliegen zur Folge, der durch zusätzliche Nahrungsaufnahme kompensiert werden muss. Zusätzlich dürften Teile der Rastgebiete aufgrund der Fluchtdistanzen für die Vögel nicht nutzbar sein.

8 Verhalten von Bläss-, Grau- und Weißwangengänsen während unterschiedlicher Jagdzeitenregelung auf die Graugans in Niedersachsen

Sander Moonen, Helmut Kruckenberg, Oliver Keuling, Franz Bairlein

8.1 Einleitung

Ein wesentlicher Teil des Auftrages des Landtages war, "[...] die Auswirkungen der Jagd auf das Verhalten der Vögel, insbesondere ihr Fluchtverhalten, ihr Aktivitätsmuster und die Art der Nutzung des Raumes sowie auf die Schäden in der Landwirtschaft hin zu untersuchen, [...] vergleichende Untersuchungen zwischen bejagten Gebieten außerhalb von Vogelschutzgebieten und nicht bejagten Gebieten innerhalb von Vogelschutzgebieten vorzunehmen [...]" (s. o. Kap. 1)

Erreicht werden kann dies bei Gänsen mittels hochauflösender GPS-Telemetrie in Kombination mit Beschleunigungsmessungen (ACC), die Ortsbewegungen in Raum und Zeit und Verhaltensweisen detailliert erfassen lässt. Die damit erzielbaren Bewegungsmuster der Vögel können mit konkret auftretenden Störungen (vergl. Kap. 9 und 10) korreliert werden. Für gleichartige Analysen konkreter Jagdereignisse mangelte es an Daten zur jagdlichen Aktivität. Aus diesem Grund wurden die Verhaltensunterschiede vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Jagdzeitenregelungen in Niedersachsen verglichen.

Direkte Störungen durch jagdliche Aktivitäten können sich im Verhalten der Gänse in verstärkter Sensibilisierung niederschlagen. Als Maß für diese Sensibilisierung wurden verschiedene Verhaltensweisen in Abhängigkeit zur Jagdregelung untersucht: Anzahl Flüge pro Tag, Flugzeiten, Flugstrecken und Fluggeschwindigkeiten, Unterschiede in der räumlichen Verteilung zwischen Schutzgebieten und ungeschützten Bereichen sowie das Zeitbudget der Nahrungssuche.

Gänse fliegen morgens in die Nahrungsgebiete und abends zurück (diese Flugaktivität wurde hier nicht berücksichtigt, s.o.) und fressen tagsüber auf den Flächen (Owen 1980). Gerade während der kurzen Tage von November bis Februar fliegen Gänse nur selten, denn sie benötigen alle Zeit zur Deckung ihres Nahrungsbedarfs. Fliegen kosten 15x so viel Energie wie Laufen und tritt daher meistens als Folge einer Beunruhigung auf (Bergmann et al. 2006, Nolet et al. 2016). Daher ist die Häufigkeit des Auffliegens ein Maß für Beunruhigung.

8.2 Methoden

8.2.1 Daten

88 Blässgänse, 75 Graugänse und 82 Nonnengänse wurden 2016-2018 mit solarbetriebenen Sendern (Hersteller MadebyTheo, Niederlande) markiert, die sowohl Daten des Global Position System (GPS) als auch des Accelerometer (ACC) sammelten (s. Kap. 4.3). Die Daten wurden von den Sendern über das GPRS-Netz (*General Packet Radio Service*, „mobiles Internet“) übertragen und auf Movebank (www.movebank.org) gesammelt, einem Server, der zur Speicherung und Sammlung von Bewegungsdaten verschiedener Tierarten eingerichtet wurde (Fiedler & Davidson 2012). Die GPS/ACC-Sammelintervalle hingen von der Batterieladepannung des Senders ab, und die gesammelten Daten basierten auf dem Batteriespannungsschema (Tab. 1). Alle Sender waren mit einer Flugdetektionssoftware ausgestattet, die das Flugverhalten durch Analyse des ACC-Musters mindestens alle 60 Sekunden (bei den neuesten Senderversionen alle 30 Sekunden) identifizierte. Wurde das Flugverhalten durch den Sender identifiziert, begann dieser automatisch in kleineren Abständen (bis zu minimal 8 Sekunden) GPS-Daten zu sammeln. Die Flugdetektionssoftware ge-

währleistete die Möglichkeit, jeden Flug zu untersuchen, der länger als 30 bzw. 60 Sekunden andauerte. Die Flugerkennung stellte so sicher, dass eine GPS-Position genommen wird, sobald der Sender das Flugverhalten erkennt (Startpunkt), eine GPS-Position an der Position zu dem Zeitpunkt, an dem der Sender das Flugverhalten nicht mehr erkennt (Landepunkt), und eine höhere Dichte der GPS-Position entlang der gesamten Flugstrecke. Mit diesen Daten konnte die Entfernung des gesamten Fluges sowie die Entfernung einer direkten Linie zwischen Start- und Endpunkt eines Fluges, die Flugdauer des Vogels und die mittlere Geschwindigkeit jedes Fluges berechnet werden.

Für die Untersuchungen indirekte Einflüsse durch Jagdzeit haben wir die beobachteten Verhaltensweisen den verschiedenen Jagdzeitenregelungen zugeordnet. Die arktischen Bläss- und Weißwangengans erreichen die niedersächsischen Gebiete ab Ende September und bleiben bis in das Frühjahr: Blässgänse bis Ende März, Weißwangengänse teilweise bis Anfang Mai. Graugänse sind sowohl heimische Brutvögel als auch durchziehende Rastvögel aus Skandinavien. Nach NJagdVO vom 24.9.2014 gibt es eine Jagdzeit für Graugänse vom 1. August - 15. Januar. Sie ist in ausgewählten Vogelschutzgebieten zeitlich eingeschränkt (1. August - 30. November). Die anderen beiden hier untersuchten Gänsearten haben in Niedersachsen keine Jagdzeit. Wir untersuchten, ob zwischen den o.g. Verhaltensweisen ein Unterschied besteht, wenn wir sie mit den verschiedenen zeitlichen Perioden der Jagdzeitenregelung vergleichen. Wir untersuchten das Flugverhalten für 6 Wochen in jeder dieser Jagdregelungen und kategorisierten die Saison nach den Jagdzeitenregelungen wie folgt: Zeitraum ZR1 "Ja" 15.10. - 30.11. (Jagd auf Graugans überall erlaubt), ZR2 "Teilweise" 01.12. - 15.01. (keine Jagd auf Graugans in VSG), ZR3 "Nein" 16.01. - 01.03. Das aus den ACC-Messungen abgeleitete Verhalten wurde auch verwendet, um die Zeitdauer der Nahrungsaufnahme pro Tag zu analysieren und somit feststellen zu können, ob das Fressverhalten als Kompensation z.B. für eine erhöhte Anzahl von Flügen zunahm.

8.2.2 Statistische Analysen

Flugaktivitäten bei Tageslicht

Die Flugdaten wie Entfernung, Dauer und Geschwindigkeit jedes Fluges wurden täglich für jeden einzelnen Vogel zusammengefasst. Geschwindigkeiten und Entfernungen wurden aus den GPS-Daten berechnet, die Beschleunigungsmessung diente dazu, Bewegungsmuster (z.B. Fliegen, Fressen) und deren Dauer zu identifizieren. Die Flüge wurden nach folgenden Regeln ausgewählt:

- 1) Nur Flüge mit einer Geschwindigkeit von mehr als 5,0 m/s (18 km/h) wurden als Flugverhalten klassifiziert.
- 2) Es wurden nur Flüge mit einer Dauer von weniger als 1 Stunde berücksichtigt, um Migration auszuschließen.
- 3) Der Startpunkt eines Fluges muss an Land sein, um Trinkflüge oder Flugbewegungen auszuschließen, die zuvor eine Flucht auf ein sicheres Gewässer darstellten.
- 4) Es wurden nur innerhalb Niedersachsens gestartete Flüge berücksichtigt, um nicht Jagdzeitenregelungen aus benachbarten Bundesländern oder Staaten (Niederlande) einzubeziehen.
- 5) Es wurden nur solche Flüge ausgewertet, die eine Stunde nach Sonnenaufgang und eine Stunde vor Sonnenuntergang stattfanden, um Schlafplatzflüge auszuschließen.
- 6) Es wurden nur Flüge von Vögeln berücksichtigt, die in allen drei Zeiträumen (ZR1 bis ZR3) jeweils mindestens 5 Tagen anwesend waren.

Mit den ausgewählten Flügen berechneten wir die folgenden Parameter:

8-1) Anzahl des Auffliegens pro Tag

Bei allen Flügen, die während der Tageslichtzeit durchgeführt wurden, wurde die durchschnittliche Anzahl der Flüge pro Stunde pro Tag gemittelt.

8-2) die direkte (kürzeste) Entfernung zwischen Start und Landung (Luftlinie)

Für jeden detektierten Flug während des Tages wurde die geometrische Entfernung zwischen dem Startpunkt und dem Landepunkt ermittelt.

8-3) mittlere zurückgelegte Strecke pro Flug

Im Gegensatz zu 8.-2 (Idealline zwischen Start und Landung) gibt die mittlere zurückgelegte Strecke pro Flug ein Maß für den realen Flugweg (Kreisen, Umwege usw.).

8-4) Gesamtstrecke pro Tag

Die Analyse der Daten wurde für die tatsächlich geflogene Strecke pro Flugereignis ermittelt und anschließend alle Strecken pro Tag und Individuum gemittelt (ohne Schlafplatzflüge). Im Unterschied zur geometrischen Distanz handelt es sich hierbei um die reale Strecke (inkl. Kurven usw.) über den gesamten Tag. Die reale Flugstrecke steht in tatsächlichem Zusammenhang zum energetischen Aufwand. Hieraus lässt sich auch die gesamte Flugleistung des Tages errechnen. Die Analysen wurden zusätzlich für alle Flüge während 24h durchgeführt.

8-5) Flugdauer pro Tag

Aus den Daten der Flugdetektion in der Sendersoftware (ACC) wurde die Gesamtdauer des Fliegens für alle drei Arten während des Tages (d.h. ohne Schlafplatzflüge) sowie während 24 Stunden (also inkl. aller Flüge bei Tag, Dämmerung und Nacht) ermittelt.

8-6) Durchschnittsgeschwindigkeit eines Fluges.

Die Geschwindigkeit fliegender Gänse wurde mittels des integrierten Geschwindigkeitsmessers erfasst und für die einzelnen Teilgebiete bzw. -zeiträume ausgewertet.

Darüber hinaus wurden zwei **weitere Analysen** mit nicht flugbasierten Daten durchgeführt:

8-7) Dauer der Nahrungsaufnahme in Abhängigkeit von der Tageslänge und der Jagdzeitenregelung (exemplarisch nur Blässgans).

Dabei wurden die ACC-Daten der Sender analysiert und nach den spezifischen Bewegungsmustern das Nahrungssuchverhalten identifiziert und die Dauer des Verhaltens bestimmt. Dieses wird gemittelt pro Kalenderwoche dargestellt und gegen die Tageslänge (taghelle Stunden) gesetzt.

8-8) prozentuale Anwesenheit in den Vogelschutzgebieten.

Die GPS-Lokalisationen aller Vögel wurden daraufhin analysiert, ob diese in den Grenzen eines Vogelschutzgebietes mit den o.g. jagdlichen Restriktionen lagen und daraus der Anteil der Anwesenheit in den Schutzgebieten (in Prozent) bestimmt. Dabei wurde diese prozentuale Anwesenheit für alle drei Phasen der Jagdregelung durchgeführt.

Abhängigkeiten der Verhaltensweisen von den Jagdperioden wurden mittels GLMM (*generalized linear mixed models*) analysiert. Damit lässt sich prüfen, ob die unterschiedlichen Jagdperioden (ZR1 „Ja“, ZR2 „teilweise“, ZR3 „Nein“) einen signifikanten Einfluss auf das Verhalten haben. Dieses geschah durch den Vergleich des *Akaike-Informationskriterium*-Wertes (AIC) des Modells einschließlich der festen Variable „Saison“ mit einem Intercept-Modell unter Verwendung eines ANOVA-Tests. Um auf signifikante Unterschiede zwischen den drei Saisons zu testen, verwendeten wir den Post-hoc-Test von Tukey.

Zur Prüfung der Anwesenheit in Vogelschutzgebieten erfolgte über einen Klassifikationsbaum mit Prädiktoren nach Shamoun-Baranes et al. (2012). Dabei haben wir den Prädiktor „Winkel Z“ zusätzlich eingeschlossen, der die Lage des Senders im Raum (Winkel des Senders zum Boden) darstellt. Während des Fluges beträgt der Winkel Z 90° . Die Anzahl der Ausschläge in den ACC-Verhaltensdaten wird ebenfalls im Klassifikationsmodell verwendet. Die Modellleistung hängt davon ab, ob der Sender aufsummierte ACC-Werte von mindestens 81% oder drei-axiale Rohdaten mit mindestens 87 % korrekt klassifizierten Daten gesammelt hat.

Alle Auswertungen erfolgten mit dem Programm R 3.3.2 (R Core Team 2016) und den Paketen *lme4* (Bates et al. 2015) und *multcomp* (Hothorn 2008) (Var. 8-1 bis 8-6, 8-8) sowie *rpart* (Thermeau & Atkinson 1997) (Var. 8-7).

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Generelle Bewegungsmuster der drei Gänsearten im Winter

Die Telemetriedaten bestätigen die in Kap. 2 beschriebenen Raumnutzungsmuster. Die meisten besenderten Weißwangengänse haben sich in den drei Jahren im Überwinterungsgebiet relativ kleinräumig bewegt. Die Überwinterungsgebiete lagen hierbei überwiegend im Nord-Ostseeraums (NL, D, DK, S). Bei stärkeren Frostlagen im Spätwinter sind die Vögel weiter nach Südwesten ausgewichen. So sind jene Vögel, welche in Nordkehdingen überwintert haben, dann auch in anderen Regionen entlang der Nordsee (Niederlande, Dollart, Jadebusen, Wesermündung) gezogen.

Die besenderten Blässgänse haben sich in den vier Untersuchungsjahren zwischen französischer Grenze in Flandern, dänischer Grenze in Schleswig-Holstein und Westpolen bewegt. Hierbei waren jedoch sehr individuelle Muster zu beobachten. So gibt es „Vielflieger“, „Pendler“ und sehr standorttreue Vögel. Die meiste Zeit bis zu ihrem Abzug in die Brutgebiete haben die von uns besenderten Blässgänse im Raum Ostfriesland-Dollart-Emsland sowie in den Niederlanden verbracht, ein Vogel hat in Ungarn überwintert. Ein Großteil der Zugstrecken der besenderten Vögel können auf www.blessgans.de angesehen werden.

Die in Niedersachsen beheimateten besenderten Graugänse haben sich im Winter weitgehend kleinräumig bewegt. Für weitere generelle Raumnutzungsmuster der Graugänse siehe Kapitel 13, 14 und 16 (Sommergänse).

8.3.2 Verhaltensänderungen von Gänsen im Verlauf des Überwinterungszeitraums

8-1 Anzahl Flüge

Maximal absolvierten die Blässgänse in den taghellen Stunden 1,2 Flüge/Stunde, die Weißwangengänse 2 Flüge/Stunde und die Graugänse 1,1 Flüge/Stunde, die Mittelwerte liegen deutlich unter den Maximalwerten (Abb. 84). Die Blässgänse flogen in allen drei Zeiträumen gleich häufig auf (Abb. 84 links). Die Weißwangengänse (Abb. 84 Mitte) zeigten einen signifikanten Einfluss der Zeiträume auf die durchschnittliche Anzahl von Flügen pro Tag, der Tukey's-Post-hoc-Test zeigt, dass die Anzahl der Flüge der Nonnengänse pro Stunde im ZR3 (keine Jagdzeit/komplette Schonzeit) im Vergleich zu Zeitraum 1 (Graugansjagd flächendeckend, $p \leq 0,001$) und ZR2 (keine Graugansjagd in VSG, $p = 0,006$) signifikant höher war. ZR1 und ZR2 unterschieden sich nicht. Der Tukey's Post-hoc Test zeigte für die besenderten Graugänse (Abb. 84 rechts), dass in ZR1 („Ja“) die Anzahl der Flüge pro Stunde signifikant höher war als während ZR2 („teilweise“, $p < 0,001$) und ZR3 („nein“, $p < 0,001$).

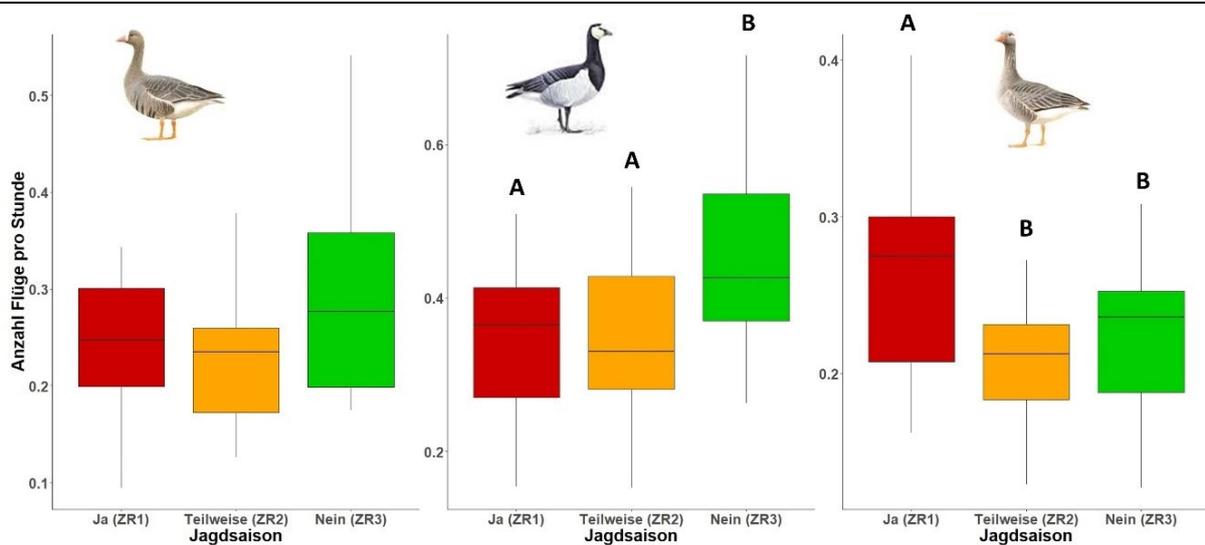


Abb. 87: Flugaktivität (Anzahl Auffliegen pro Stunde je Tag) besonderer Gänse während der taghellen Stunden während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38

8-2 Kürzeste Distanz zwischen Start und Landung (Luftlinie, gemittelt)

Die Blässgänse (Abb. 85 links) flogen die weitesten Distanzen während ZR1. Die Luftlinie in ZR1 war signifikant länger als in ZR3 ($p = 0,005$) und signifikant länger als in ZR2 ($p = 0,04$). Die detektierten Luftlinien-Distanzen der Weißwangengänse waren die kürzesten der drei Arten (Abb. 85 Mitte). Die Weißwangengänse verlassen i.d.R. das Gebiet nach einer Störung nicht. Die Weißwangengänse zeigten keine signifikanten saisonalen Einflüsse. Wie die Blässgänse flogen die Graugänse (Abb. 85 rechts) die weitesten Distanzen während ZR1 (uneingeschränkter Jagdzeit). Die Luftlinie in ZR1 war signifikant länger als in ZR2 (keine Graugansjagd in VSG, $p < 0,001$) und ZR3 (Schonzeit, $p < 0,001$).

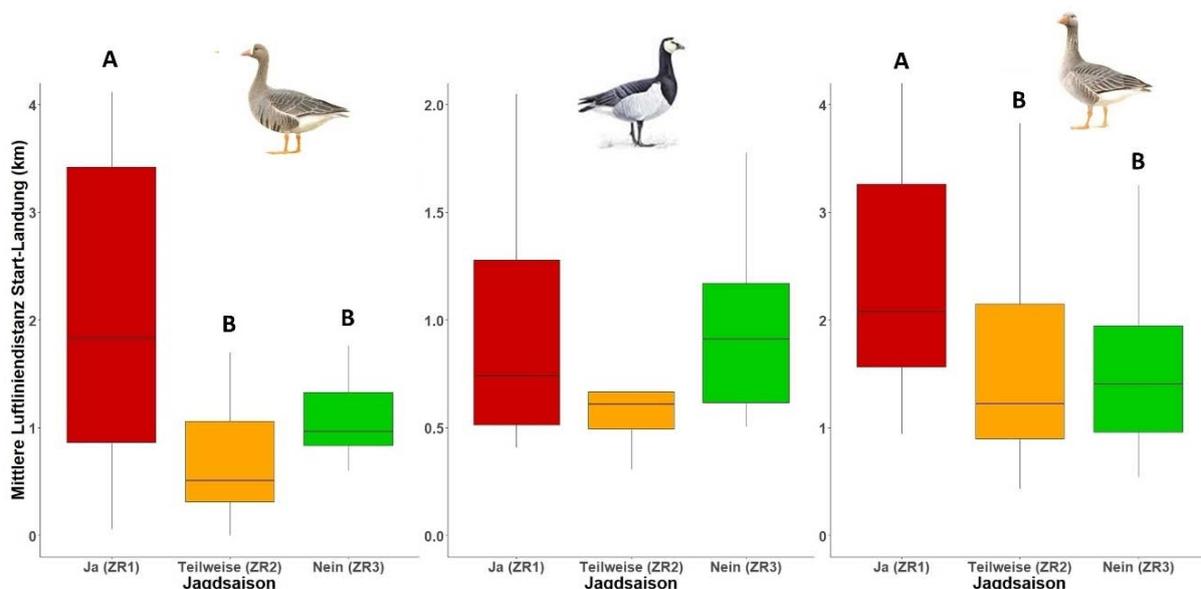


Abb. 88: Mittlere Distanz der Luftlinie zwischen Start und Endpunkt jedes Fluges besonderer Gänse während der taghellen Stunden während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38

8-3 Real zurückgelegte Strecke pro Flug (im Mittel)

Es zeigt sich, dass die Blässgänse (Abb. 86 links) während ZR1 die längeren Strecken flogen, d.h. während dieser Zeit auch am längsten in der Luft waren. Diese Werte reduzierten sich schon während ZR2 aber nicht signifikant und nochmals ein wenig in ZR3 ($p < 0,001$). Die Weißwangengänse legten die geringsten Strecken der drei Arten zurück (Abb. 86 Mitte). Es zeigte sich kein signifikanter Unterschied der Flugstrecken. Die Graugans (Abb. 86 rechts) wies während ZR1 zunächst mit der Blässgans vergleichbar lange Flugstrecken auf. Ähnlich zur Blässgans sanken die mittleren Flugstrecken während der beiden anderen Zeiträume deutlich ab. Graugänse legten in ZR1 längere Flugstrecken zurück als in ZR2 ($p < 0,001$) und ZR 3 ($p < 0,001$).

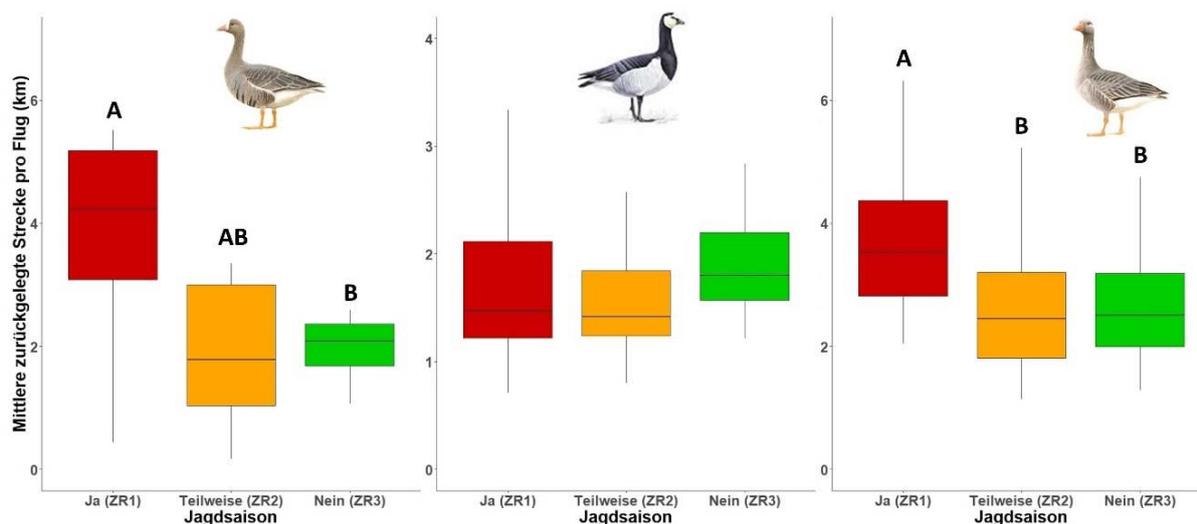


Abb. 89: Mittlere zurückgelegte (reale) Strecke pro Flug besonderer Gänse während der taghellen Stunden während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänse N = 38

8-4 Gesamtlänge geflogene Tagesstrecke

Vergleicht man die Tagesflugstreckensummen während der Hellzeit (d.h. die gesamte Flugleistung bei Tageslicht) der Blässgänse (Abb. 87 links), dann zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Zeiträumen. Bei der Weißwangengans (Abb. 87 Mitte) war die Flugstrecke nur in ZR3 deutlich höher als in den beiden vorhergehenden Zeiträumen (beide $p < 0,001$). Während ZR1 zeigten die Graugänse (Abb. 87 rechts) höhere Tagesflugleistungen als in den beiden folgenden Zeiträumen (beide $p < 0,001$).

Die gleiche Analyse wurden für alle Flugbewegungen des 24stündigen Tages (also auch während der Nacht- und Dämmerungsstunden) durchgeführt. Die Distanzen sind numerisch größer, denn jetzt sind auch die Schlafplatzflüge enthalten.

Die 24h-Flugstreckensummen (die gesamte Flugleistung eines kompletten Tages, d.h. Tag und Nacht) der Blässgänse (Abb. 88 links) wiesen höhere Summen während ZR1 in Vergleich mit ZR2 auf, während ZR3 keinen Unterschied zu den beiden vorgehenden Zeiträumen zeigte. Wie schon bei den reinen Tageslichtflügen war bei der Weißwangengans (Abb. 88 Mitte) die 24h-Flugstreckensumme nur in ZR3 deutlich höher als in den beiden vorhergehenden Zeiträumen (beide $p < 0,001$). Während ZR1 zeigten die Graugänse (Abb. 88 rechts) hohe Tagesflugleistungen. Bei der Graugans unterschied sich ZR1 (deutlich höher) verglichen mit den beiden nachgehenden Zeiträumen (beides $p < 0,001$), die Flugsummen in ZR2 waren außerdem signifikant niedriger als in ZR3 ($p < 0,001$).

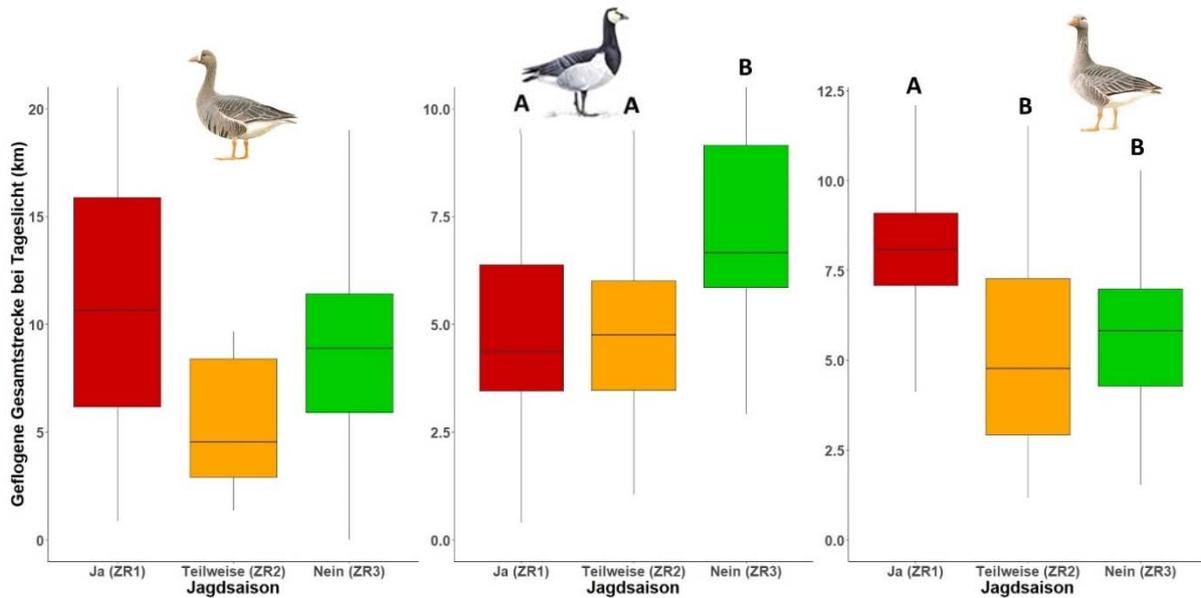


Abb. 90: Mittlere zurückgelegte Tagesstrecken während der taghellen Stunden besonderer Gänse während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38

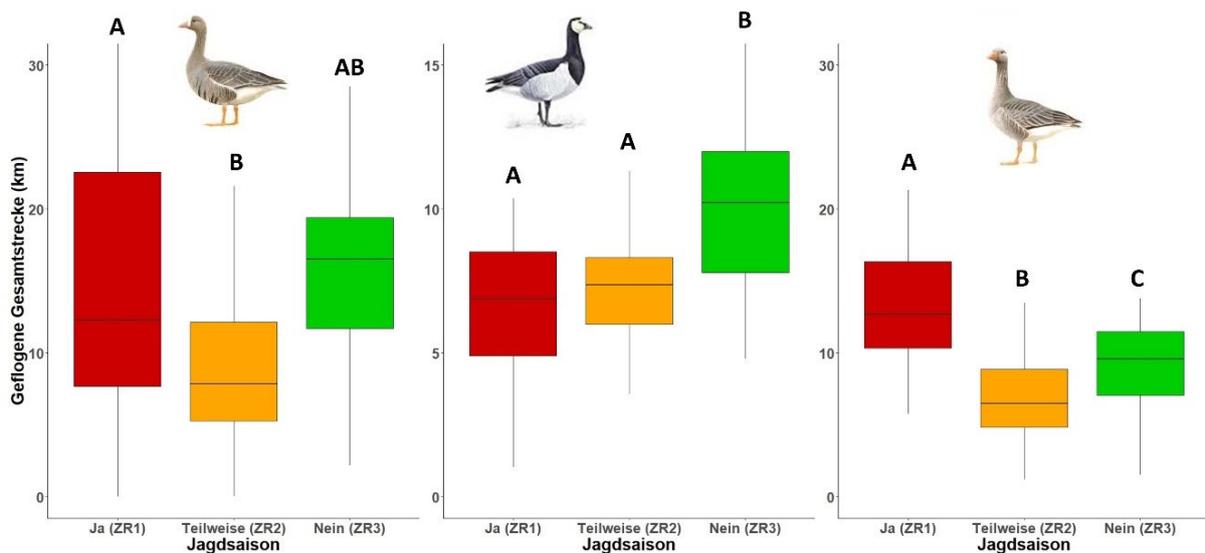


Abb. 91: Gesamtstrecke, die während der Tages- und Nachtstunden zurückgelegt wurden während der drei Winterzeiträume. A, B, C: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38

8-5 Gesamtdauer des Fliegens pro Tag

In der ersten Analyse sind nur die Flüge während des Tages enthalten, also ohne Schlafplatzflüge am Morgen oder Abend. Analog zu der Gesamtflugstrecke wurden diese Analysen zusätzlich für alle Flugbewegungen des 24stündigen Tages (also auch während der Nacht) durchgeführt. Die Flugzeiten sind auch hier numerisch größer, denn jetzt sind auch die Schlafplatzflüge enthalten.

Blässgänse zeigen einen Trend für kürzere taghelle Flugdauern pro Tag in ZR2 als in ZR1, während die Zeiträume ZR1 und ZR3 sich nicht unterscheiden (Abb. 89 links). Weißwangengänse flogen am längsten in ZR3 im Vergleich zu den anderen beiden Zeiträumen (ZR3-ZR1 $p = 0,0027$,

ZR3-ZR2 $p < 0,001$, Abb. 89 Mitte). Die Graugans hatte die längsten Flugzeiten in ZR1, die kürzesten in ZR2 und intermediäre in ZR 3 (ZR1-ZR2, ZR1-ZR3 $p < 0,001$; ZR2-ZR3 $p = 0,039$, Abb. 89 rechts).

Die scheinbar längeren Tagesgesamtflyzeiten (24h) der Blässgänse im ersten Zeitraum unterschieden sich nicht signifikant von den anderen Zeiträumen (Abb. 90 links). Weißwangengänse flogen im letzten Zeitraum am längsten (beide $p < 0,001$, Abb. 90 Mitte). Graugänse hatten deutlich längere Flugzeiten im ersten Zeitraum als in den späteren Zeiträumen (beide $p < 0,001$, Abb. 90 rechts).

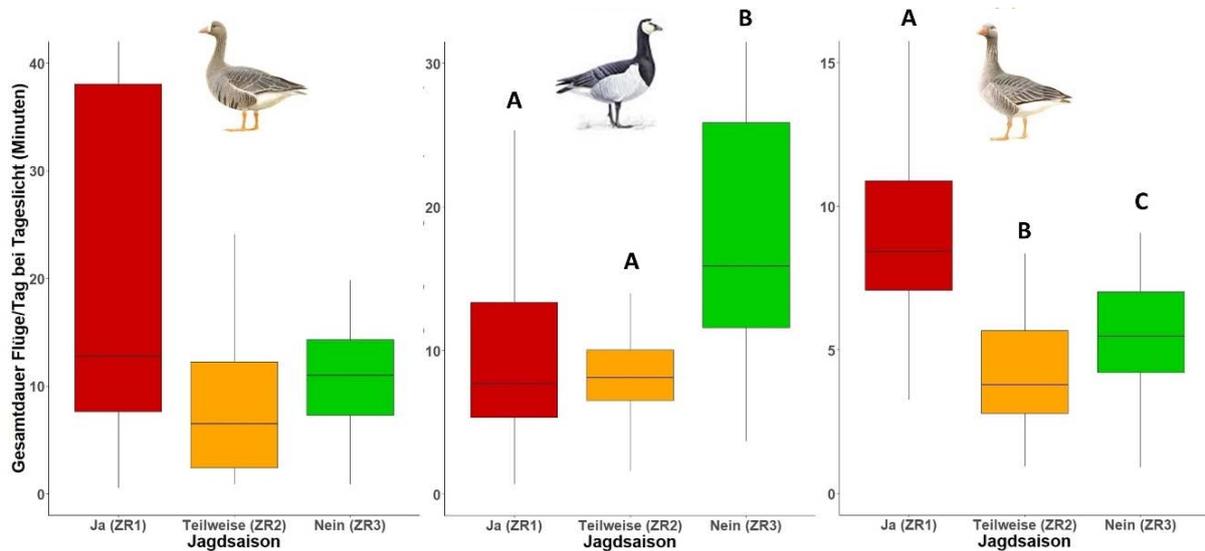


Abb. 92: Gesamtdauer alle Flüge pro Tag (in Minuten) während der taghellen Stunden während der drei Winterzeiträume. A, B, C: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38

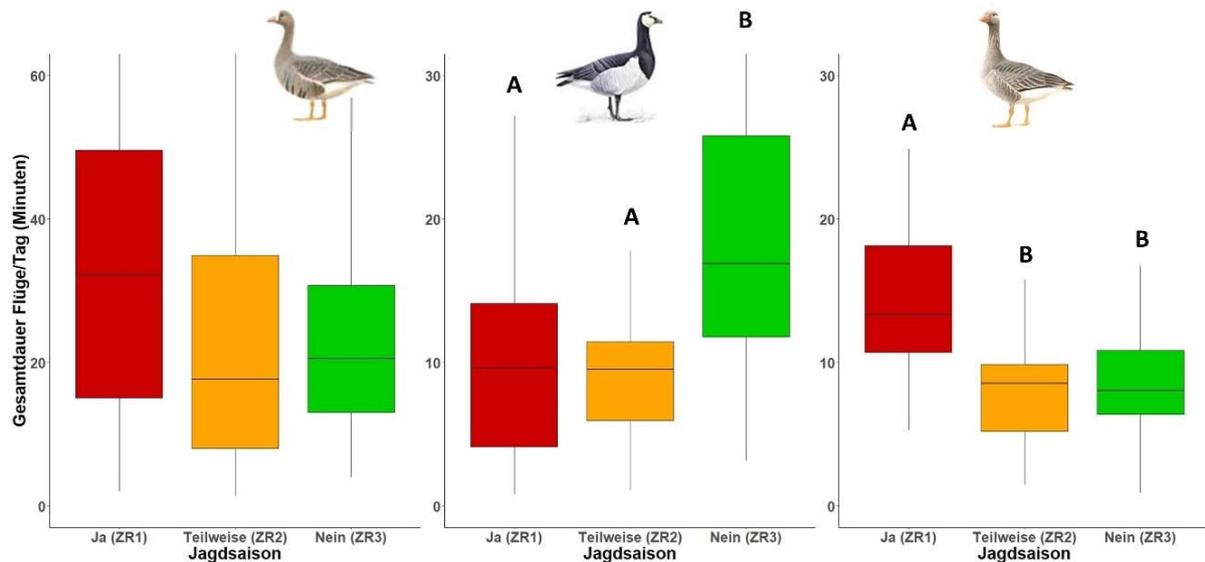


Abb. 93: Gesamtdauer alle Flüge pro Tag (in Minuten) während 24 Stunden während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38.

8-6 Fluggeschwindigkeiten

Es zeigt sich, dass Blässgänse (Abb. 91 links) die höchsten Geschwindigkeiten während ZR1 ($p < 0,02$ gegenüber ZR2) aufwiesen. Der Zeitraum ZR3 unterschied sich weder von ZR1 noch von ZR2. Weißwangengänse zeigten während des gesamten Winters recht hohe Fluggeschwindigkeiten, die Zeiträume unterschieden sich hierbei nicht (Abb. 91 Mitte). Graugänse (Abb. 91 rechts) flogen im Mittel im Zeitraum ZR1 am schnellsten ($p < 0,001$) und im Zeitraum ZR2 deutlich langsamer als in ZR3 ($p = 0,01$). Die Gänse flogen dabei maximale Geschwindigkeiten von 26,52 m/s (Weißwangengans = 95,4 km/h), 26,52 m/s (Blässgans = 95,4 km/h) und 33,44 m/s (Graugans = 120,38 km/h, Daten zu Abb. 91 im Anhang A4).

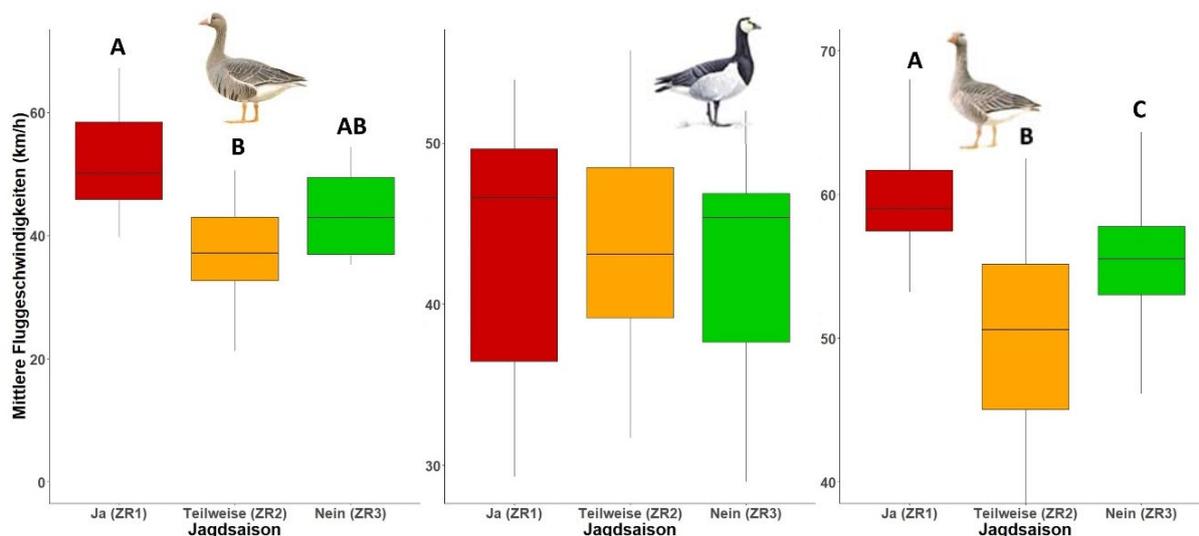


Abb. 94: Mittlere Fluggeschwindigkeit von Bläss-, Weißwangen- und Graugans während der taghellen Stunden der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänsen N = 38.

8-7 Dauer der Nahrungsaufnahme in Relation zur Tageslichtlänge (Blässgans, 24h)

Das Verhaltensmuster „Fressen“ - und somit die Dauer der Nahrungsaufnahme - lässt sich über die spezifischen Muster des ACC-Chips identifizieren. Die Dauer der Nahrungsaufnahme betrug bei den Blässgänsen während des gesamten Winterhalbjahres rund 11 Stunden pro Tag (Abb. 92). Es besteht dabei kein Zusammenhang zu Tageslänge oder Saison (Jagdzeiten).

8-8 Aufenthalt in Vogelschutzgebieten mit eingeschränkter Graugansjagd

Für die drei Zeiträume wurde analysiert, zu welchen Anteilen (Aufenthalt in GPS-Positionen) sich die besenderten Gänse innerhalb der Grenzen der Vogelschutzgebiete aufhielten (Abb. 93). Die Blässgänse hielten sich nur zu etwa 25 % innerhalb der Grenzen der Vogelschutzgebiete auf, eine Veränderung der Aufenthalte während der drei Zeiträume ist nicht signifikant. Die Weißwangengänse hingegen zeigte die höchste prozentuale Anwesenheit im Vogelschutzgebiet während ZR1 (> 80 %). Diese nimmt in ZR2 leicht ab (nicht signifikant) und ist dann in ZR3 deutlich geringer (ZR1-ZR3 $p = 0,01$, ZR2-ZR3 $p = 0,02$). Die Graugänse zeigte leicht höhere prozentuale Anwesenheit im Vogelschutzgebiet in ZR2 im Vergleich mit ZR1 (nicht signifikant), und signifikant höhere prozentuale Anwesenheit in ZR3 im Vergleich mit ZR1 ($p = 0,04$).

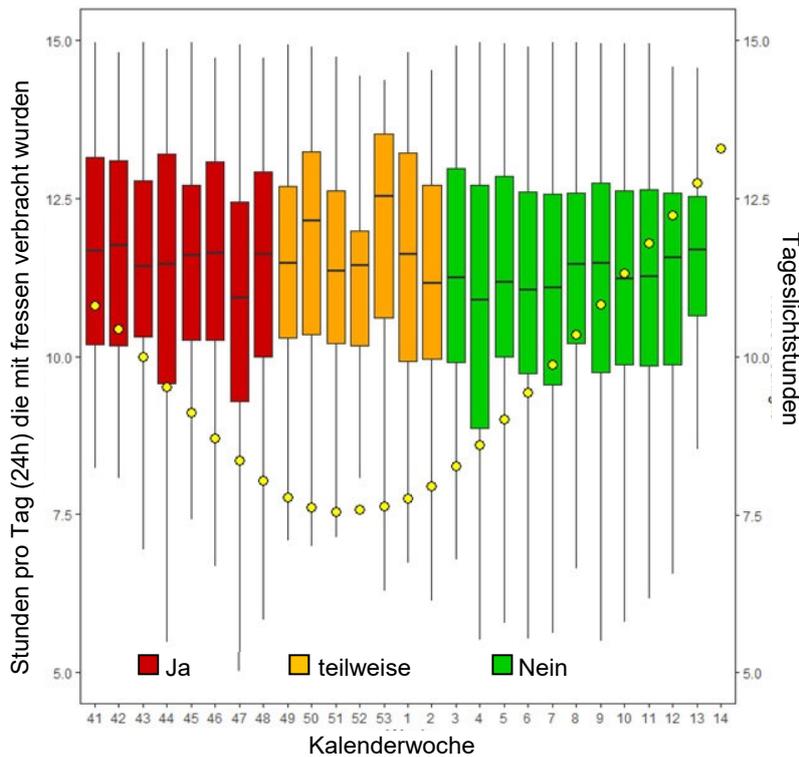


Abb. 95: Zeitaufwand der Nahrungssuche besonderer Blässgänse während der drei unterschiedlichen Jagdregelungen in Niedersachsen (rot = Graugansjagd überall, orange = Graugansjagd in den Vogelschutzgebieten eingeschränkt, grün = keine Jagdzeit), dargestellt ebenfalls die Tageslichtlänge (gelbe Punkte).

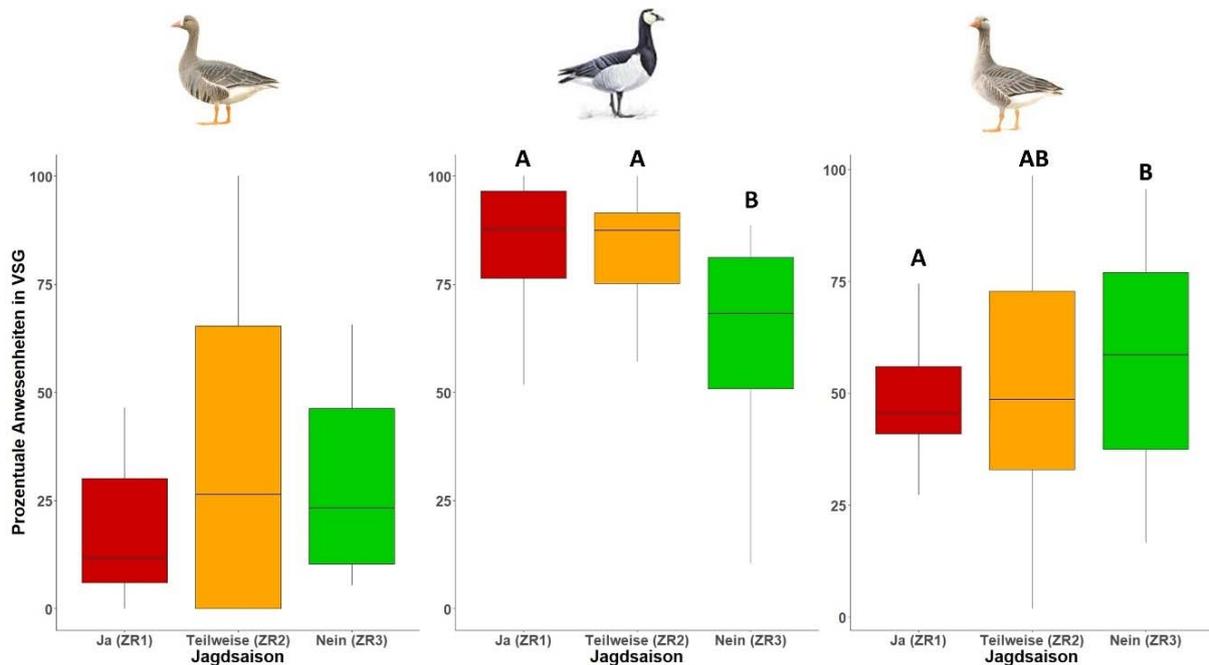


Abb. 96: Prozentuale Anteile des Aufenthalts in den Grenzen der Vogelschutzgebiete während der drei Winterzeiträume. A, B: Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede: gleicher Buchstabe bedeutet kein Unterschied, unterschiedlicher Buchstabe bedeutet, diese Kategorien unterscheiden sich signifikant, keine Buchstaben: Statistik ist nicht signifikant. Blässgänse N = 14, Weißwangengänse N = 21, Graugänse N = 38.

8.4 Diskussion

Aufgrund der relativ ineffizienten herbivoren Ernährungsweise sind Gänse darauf angewiesen, fast den ganzen Tag zu fressen, um ihr Energiebudget zu decken (Bergmann et al. 1994, 2006, Kear 2005). Fliegen bzw. Auffliegen stellt daher eine Reaktion auf einen Umweltreiz dar, den der Vogel wegen des hohen Energiebedarfs des Fliegens und des damit zudem verbundenen Zeitverlustes meiden sollte (Bergmann et al. 2006). Aus diesem Grund ist die Analyse von Fliegen bzw. Auffliegen als Indikator für eine Sensibilität gegenüber Störreizen jeder Art besonders gut geeignet.

Verhaltensänderungen in Beziehung zu den verschiedenen Jagdregimes während ihrer Überwinterungszeit in Niedersachsen zeigten insbesondere Graugänse, weniger Bläss- und Weißwangengänse (Tab. 21).

Tab. 21: Zusammenfassender Vergleich der drei untersuchten Gänsearten (*, **, *: Veränderung gem. GLMM signifikant; n.s.: kein signifikanter Effekt)**

Variable	Graugans (N = 38)	Blässgans (N = 14)	Weißwangengans (N = 21)
Anzahl Flüge	***	n.s.	**
Luftline Start-Landung	***	*	n.s.
zurückgelegte Strecke/Flug	***	*	n.s.
Σ Tagesstrecke nur tagsüber	***	n.s.	***
Σ Strecke 24 Std.	***	n.s.	***
Flugdauer/Tag (nur tagsüber)	***	n.s.	***
Flugdauer/Tag (24 Std.)	***	n.s.	***
Geschwindigkeit	***	*	n.s.
Nahrungsaufnahme	nicht analysiert	n.s.	nicht analysiert
% Aufenthalt im VSG	*	n.s.	**

Aufgrund der relativ ineffizienten herbivoren Ernährungsweise sind Gänse darauf angewiesen, fast den ganzen Tag zu fressen, um ihr Energiebudget zu decken (Bergmann et al. 1994, 2006, Kear 2005). Fliegen bzw. Auffliegen stellt daher eine Reaktion auf einen Umweltreiz dar, den der Vogel wegen des hohen Energiebedarfs des Fliegens und des damit zudem verbundenen Zeitverlustes meiden sollte (Bergmann et al. 2006). Aus diesem Grund ist die Analyse von Fliegen bzw. Auffliegen als Indikator für eine Sensibilität gegenüber Störreizen jeder Art gut geeignet.

Auffällig ist, dass die Werte im zweiten Zeitraum (Dezember / Winter) bei allen Flugvariablen und fast allen Gänsearten am niedrigsten ausfallen. Hier scheint ein sehr wesentlicher Faktor in der Saison zu liegen, der kaum auf der teilweisen Schonzeit in der Fläche begründet liegen dürfte. Einerseits nehmen die nicht bejagten VSG nur einen relativ kleinen Teil der Gesamtfläche ein, andererseits werden die VSG während der partiell bejagten Zeit nicht bevorzugt von den Gänsen genutzt. Die Weißwangengänse, die sich vorzugsweise dort aufhalten, zeigen dieses Muster der geringeren Flugwerte in ZR2 weniger. Die Blässgänse hingegen nutzen die VSG-Flächen nur etwas häufiger (nicht signifikant) während dieses Zeitraumes. Auch die Graugänse halten sich nicht bevorzugt in den VSG während der partiellen Bejagung auf. Distanzen, und Flugstrecken dürften sich aber nur dann aufgrund der Jagd verringern, wenn sich die Gänse überwiegend innerhalb der

geschonten Gebiete aufhalten. Wenn Sie bei Bejagung in die Gebiete wechseln, müssten die Werte ähnlich hoch oder sogar größer sein. Zwei Faktoren, die ganz maßgeblich die hier ausgewerteten Daten beeinflussen dürften, sind die Tageslichtlänge und die Nahrung. Beides ist im Mittwinter (ZR2) knapp, so dass die Werte im diesem Zeitraum deshalb geringer ausfallen könnten. Es könnten womöglich aufgrund der kurzen Tage die Flugaktivität reduziert oder nachts stattfinden (Madsen 1988, Larsen 1997).

Dementgegen sind die Werte im ersten Zeitraum, in dem überall auf Graugänse gejagt werden darf, in den meisten Analysen höher als in den anderen Zeiträumen. Dieses kann durch häufigere Störungen durch Jagd bzw. eine Sensibilisierung durch Jagd erklärt werden und gilt sicherlich für die Graugans und teilweise für die Blässgans. Bei der Blässgans sind viele der statistischen Analysen nicht signifikant, es gibt aber hohe maximale Einzelwerte, die Varianz der Werte ist bei der Blässgans im ersten Zeitraum oft sehr hoch, die Zahl der auswertbaren Individuen dagegen niedrig.

8.4.1 Graugans

Die Graugans ist die einzige der untersuchten Arten, die tatsächlich in Niedersachsen bejagt werden darf und auch wird. Zudem handelt es sich bei den hier untersuchten Gänsen um Mitglieder der niedersächsischen Brutpopulation. Es ist daher davon auszugehen, dass diese nicht nur in ZR1 sondern auch bereits zuvor (1.8.-15.10.) bejagt wurden. Während der Jagdzeit ZR1 wird die Graugans potentiell überall bejagt. In diesem Zeitraum fliegen die Graugänse signifikant häufiger auf, Fliegen weiter vom Punkt einer Störung weg (geometrisch und real) und legen während dieser Flüge weitere Strecken zurück. Auch fliegen sie länger und schneller. Damit bestätigen die Ergebnisse in allen Punkten signifikant die Erwartungen, die für die bejagte Art bestanden.

Alle besenderten Graugänse haben sich in Regionen bewegt, die nennenswerte Anteile an VSG-Flächen hatten (Großes Meer, Rheiderland bzw. Dollart-Ems, Dümmer) und sich dort auch häufig aufhielten (vergl. Abb. 93). Somit kann im zweiten Zeitabschnitt der Effekt der „landscape of fear“ (Brown et al. 1999, Tolon et al. 2009, Grignolio et al. 2019) zum Tragen kommen, die Gänse können also in nicht-bejagte Gebiete ausweichen. Diese Gänse haben also in allen untersuchten Jahren bereits seit August die Jagdzeit miterlebt, dürften also durchaus auf Bejagung reagieren.

8.4.2 Blässgans

Blässgänse sind hochmobile Wintergäste, die es zumeist in den Rastgebieten nur wenige Tage verbleiben und dann in neue Zwischenrastgebiete weiterziehen (Kruckenberg 2002, Kruckenberg et al. 2008). Während der Phase ZR1 (Jagd auf Graugänse überall) ist die direkte Entfernung (Luftlinie) wie auch die real zurückgelegte Strecke zwischen Start-(Flucht-)punkt und Landepunkt signifikant höher als zu den anderen Zeiträumen. Dabei entspricht der Unterschied zwischen geometrischer und realer Strecke in allen drei Zeiträumen etwa dem Doppelten. Dies stellt einen absicherbaren Unterschied von ZR1 zu ZR2 und ZR3 dar. Zu einem Zeitpunkt, wo die Jagd auf Graugänse überall erlaubt ist, sind die Blässgänse besonders scheu und fliegen deutlich schneller (vergl. Abb. 91). Allerdings fliegen sie nicht häufiger als zu den anderen Zeiten auf. In ZR 1 besteht einerseits die Möglichkeit, dass sie recht häufig mit jagdlichem Geschehen mittel- oder unmittelbar konfrontiert waren oder noch entsprechend sensibilisiert durch Erlebnisse auf dem Zug sind (oder beides). Wie sich an den zu der Zeit der stärksten Jagdaktivitäten (vergleiche Kap. 5.3.1 und 5.3.2) gesteigerten Fluchtdistanzen zeigt (Kap. 7) findet eine Reaktion auf Jagd statt. Somit wird der nutzbare Lebensraum eingeschränkt, was durch den Einfluss der Windkraftanlagen (Kap. 10) weiter verstärkt wird. Hierdurch treten auf anderen Flächen, Konzentrationseffekte auf. Dies bestätigen die Ergebnisse von Wille (1995), der zeigen konnte, dass Gänse mit aktueller Jagderfahrung deutlich scheuer sind als ohne. So wundert es zunächst, dass die Blässgänse während der drei zeitlichen Winterabschnitte etwa gleich häufig pro Stunde (im Median 1mal pro 4 Stunden) auffliegen. Dies

dürfte der Tatsache geschuldet sein, dass sie zu Beginn des Winters hohe Abstände zu Straßen und anderen Reizquellen einhalten (Jaene & Kruckenberg 1996, Kruckenberg et al. 1998). Die Tatsache, dass die Blässgänse während ZR1 mit deutlich größeren Abständen zu Straßen und Wegen dennoch genauso häufig auffliegen wie zu den Zeiten, wo sie sich den Straßen und selbst Windanlagen (Kruckenberg et al. 1998, Kruckenberg & Borbach-Jaene 2001) extrem annähern (müssen), zeigt doch eine starke Sensibilität gegenüber anthropogenen Störreizen.

Störungsbedingt fliegen die Blässgänse im Mittel 10 km/Tag (Abb. 87), nimmt man den Abendflug hinzu, sind dies 13,5 km/Tag während der Periode ZR1. Dies stellt einen signifikanten Unterschied zur Jagdruhe (ZR3) dar, in der die Blässgänse nur 8 km/Tag am Tage, allerdings 16 km/Tag insgesamt fliegen. Ersteres kann als geringere Sensibilität gegenüber Störreizen gewertet werden (die Vögel fliegen nicht so weit weg, fliegen insgesamt kürzer), letzteres zeigt, dass die Blässgänse während ZR3 deutlich weiter vom Schlafplatz entfernt nach Nahrung suchen müssen, da dies die Zeit hoher Rastbestände sowohl von Bläss- als auch von Weißwangengänsen ist (vgl. Borbach-Jaene et al. 2002, Kruckenberg 2017, 2018), zu dieser Zeit die Konkurrenz zur Weißwangengans besonders stark wirkt (Kruckenberg & Kowallik 2008) und die Blässgänse in andere Gebietsteile ausweichen (Kruckenberg & Borbach-Jaene 2000, Kruckenberg 2014). Zu diesem Zeitpunkt wählen die Blässgänse dann auch andere Schlafplätze, was die zeitliche Differenz zwischen Tagesflugzeit und Gesamtflugzeit zwischen den drei Perioden auch nahelegt.

Die Blässgänse zeigen keine signifikante Reaktion, höchstens einen leichten Trend im Hinblick auf eine aktive Wahl für die Vogelschutzgebiete während der verschiedenen Perioden (Abb. 93). Dies könnte eine Folge ausgeprägter Rastplatztreue der Vögel in Verbindung mit der Wahl des Fangplatzes sein: dieser liegt knapp 200 m östlich des Vogelschutzgebietes. Möglicherweise nutzen die Blässgänse hier kleingeräumig ohnehin immer sowohl Areale inner- als auch außerhalb des Vogelschutzgebiets. Die hohen Quartile für ZR2 deuten darauf hin, dass es verschiedene Verhaltensmuster gibt, die nur lokal entstehen oder bei einzelnen Individuen höhere saisonale Einflüsse vermuten lassen. Dies muss aber auch vor dem Hintergrund betrachtet werden, dass die Vogelschutzgebiete primär nach dem Vorkommen der Weißwangengans ausgewiesen wurden. Diese sind auch weitgehend von diesen intensiv genutzt, so dass die Blässgänse selbst aus angestammten Gebieten abgedrängt werden (Kowallik & Kruckenberg 2008). Ob also die Vogelschutzgebiete überhaupt ausreichend Kapazität bieten, um den Wechsel der Blässgänse während der Phase ZR2 zu ermöglichen, ist daher nicht gesichert.

Jagd hat Änderungen u.a. auch des Verhaltensbudgets zur Folge (Schilperood & Schilperood-Huisman 1981). Hinsichtlich des Anteils der Nahrungsaufnahme wird das durch unsere Ergebnisse nicht bestätigt (Abb. 92). Allerdings zeigten Jaene & Kruckenberg (1996) im Rheiderland auch, dass Störungen auf den Anteil der Nahrungsaufnahme nur wenig Einfluss haben, sondern vorwiegend durch die Reduzierung von Komfortverhalten kompensiert werden. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von Schilperood & Schilperood-Huisman (1981). In Anbetracht der Tatsache, dass die Gänse insbesondere im Frühjahr (also Phase ZR3) einen deutlich erhöhten Energiebedarf zum Aufbau der notwendigen Fettreserven für den bevorstehenden Zug in die Brutgebiete haben (Ebbinge et al 2000, Eichhorn 2008), sollten diese im Frühjahr deutlich mehr Nahrungssuchverhalten zeigen. Im Gegensatz zu den hier vorgestellten Ergebnissen verlängern Ringelgänse während der Zugvorbereitung die Zeit für die Nahrungsaufnahme deutlich (von 6,7 h im März auf 15,7 h im Mai, Eschkötter 1991). Der im Mittel gleich hohe Anteil der Nahrungssuche über den gesamten Winter bedeutet also, dass die Blässgänse entweder a) doch während der kurzen Tage im November, Dezember und Januar aufgrund erhöhtem Energiebedarfs kompensatorisch mehr Zeit für die Nahrungssuche aufwenden müssen als generell nötig, b) im Frühjahr profitablere Nahrungsflächen aufsuchen wie dies vom Summers & Standfield (1991) beschrieben wurde (dafür gibt es aber in unseren Ergebnissen keine Hinweise) oder c) schneller und damit mehr fressen.

Dabei ist die Nutzung von Grünland vergleichsweise ineffizient. Schneegänse, die sich überwiegend auf Maistoppeln und Wintergetreidefeldern ernähren, benötigen nur 17-24 % des Tages zur Nahrungssuche (Davis et al. 1989) während die Blässgänse nach unseren Ergebnissen gut die Hälfte des Tages (d.h. im Mittwinter mehr als die taghellen Stunden) Fressen.

8.4.3 Nonnen- oder Weißwangengans

Weißwangen- oder Nonnengänse sind nach dem Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie und nach europäischem Recht nicht jagdbar (dennoch wurden Schroten in nennenswerter Größenordnung bei Röntgenuntersuchungen gefunden, vergl. Kap. 4.4.2). Daher wurde erwartet, dass sie deutlich weniger Reaktionen auf die drei Jagdperioden zeigen. Verhaltensänderungen sollten daher Folge der zeitgleich und gebietsgleich stattfindenden Graugansjagd sein. Insofern ist nachvollziehbar, dass die Nonnengänse nicht in gleich stark ausgeprägter Weise auf die Jagdregelungen reagieren wie die Graugans (s.o.). Tatsächlich lässt sich für die Nonnengans kein auffälliger jagdlicher Einfluss zeigen. Zwar fliegen die Weißwangengänse in ZR3 signifikant häufiger auf als in den anderen Zeiträumen, sie landen allerdings i.d.R. wieder nahe beim vormaligen Nahrungsplatz. Dies belegen die nicht signifikanten Unterschiede. Außerhalb der Jagdzeit sind zudem die geflogenen Strecken tags sowie Tag + Nacht und auch die Gesamtsumme der Flugzeiten signifikant höher. Die Flugeschwindigkeit ändert sich über den Winter hin nicht.

Zunächst halten sich die Weißwangengänse sowohl in Phase ZR1 als auch Phase ZR2 in weitgehend sicheren Gebieten auf, die dicht an den Schlafplätzen hinter dem Deich liegen und als Vogelschutzgebiete ausgewiesen wurden. In den meisten wird zudem fast flächendeckend das Vertragsnaturschutzprogramm "ELER Schutz nordischer Gastvögel" angeboten und zahlreich angenommen (BMS Umweltplanung 2019). Hier dominiert die Weißwangengans, Graugänse kommen zumeist nur in geringer Zahl vor (BMS Umweltplanung 2019). Erst in Phase ZR3 kommt es zu häufigeren, längeren und weiteren Flügen. Dies dürfte im Zusammenhang stehen mit der generell erhöhten Flugaktivität von Weißwangengänsen im Frühjahr (Owen 1980) sowie der knapper werdenden Nahrungsverfügbarkeit in den Kerngebieten (Jaene & Kruckenberg 1996). Letztere führt dazu, dass die Gänse vermehrt in der Nähe der Straßen und Wege nach Nahrung suchen (Jaene & Kruckenberg 1996, Kruckenberg et al. 1998), wo sie ggf. öfter fliehen (vergl. Kap. 7). Mit Beginn des Frühjahrs verlagern sich die Gänse überwiegend in die Salzwiesen und nutzen binnendeichs nur noch direkt am Deich gelegene Bereiche (Drent 1980), wobei sie mehrmals am Tag wechseln.

Die von uns festgestellte, hohe prozentuale Anwesenheit der Weißwangengänse im Vogelschutzgebiet (Abb. 93) ist dabei vermutlich ein Effekt des Untersuchungsgebietes Nordkehdingen in Verbindung mit der bekannt hohen individuellen Ortstreue der Weißwangengans (Black et al. 2014). Es ist davon auszugehen, dass auf den landes- und bundeseigenen Flächen im Vogelschutzgebiet "Nordkehdingen" sowohl in ZR1 als auch in ZR2 de facto auf Graugänse kaum gejagt wird, sondern nur außerhalb des Kerngebietes. Möglicherweise bleiben die Weißwangengänse aus diesem Grund zu hohen Teilen im Gebiet. Erst bei Jagdruhe nutzen sie auch Flächen außerhalb, nicht zuletzt, weil durch die ansteigende Gesamtzahl rastender Gänse auf dem Frühjahrszug die Kapazität im Vogelschutzgebiet limitiert sein könnte.

8.4.4 Fazit

Die vorliegenden Ergebnisse der hochauflösenden Telemetrie überwinternder Bläss-, Weißwangen- und Graugänse lässt insbesondere bei der Graugans, teilweise aber auch bei der Blässgans, Verhaltensänderungen erkennen, die mit der niedersächsischen Jagdzeitenregelung auf die Graugans korrespondieren. Daraus kann geschlossen werden, dass jagdliche Aktivität das Verhalten überwinternder Gänse beeinträchtigt, wie es auch anderswo beobachtet wurde (z.B. Madsen 1988, Larsen 1997).

Dabei dürfte auch eine Rolle spielen, dass Gänse in den meisten Staaten entlang des Zugweges bejagt werden. Jagd stellt die gravierendste Störung für Zugvögel dar (Stock et al. 1994), weil hier Störreiz (Schussgeräusch) und Lebensgefahr gemeinsam auftreten. Jagd sensibilisiert Gänse in hohem Maße für alle anderen Störreize. Infolge dessen verändern die Gänse ihr Verhalten, werden scheuer und damit nehmen die Fluchtdistanzen der Tiere zu (Wille 1995, Kruckenberg et al. 2008), wodurch der Platzbedarf in den Rast- und Überwinterungsgebieten erheblich ansteigt (Keller 1991, Gill 1996, Vickery et al. 1997, Wille 2000). Zudem erhöht sich der tägliche Energiebedarf durch vermehrtes Umherfliegen, eine erhöhte Aufmerksamkeit und sowie das lang andauernde Kreisen über den Nahrungsflächen beim morgendlichen Einflug (Schilperood & Schilperood-Huesman 1981, Hespeler 1999).

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage nach der Wirksamkeit von Vergrämungen bzw. der Lenkbarkeit der Gänse zur Vermeidung von Fraßschäden auf Äsungsflächen.

8.4.5 Lenkbarkeit zur Vermeidung von Schäden

Zur Vermeidung von Gänseschäden wurden in der Vergangenheit zahlreiche Untersuchungen und Versuche unternommen. Diese reichen vom gezielten Vertreiben der Gänse, über Vogelscheuchen und Flatterbänder bis zum sog. Vergrämungsabschuss (z.B. Kear 1963, Kear 1990). Die Ergebnisse sind so vielgestaltig wie die Methoden, die Ökologie der unterschiedlichen Arten und die Beschaffenheit der Rastgebiete. Dass der Abschuss von Vögeln als Warnung an die Artgenossen dabei mittel- oder langfristig wirkt, ist allerdings eher unsicher. Månson (2016) gibt für Graugänse eine Wirkzeit von 2-3 Tagen an. Ziel einer jeden "Vergrämung" ist es, die Gänse (Schwäne oder Enten) von potentiellen Schadensflächen fernzuhalten. Dies kann grundsätzlich nur gelingen, wenn die Vögel auf andere Flächen ausweichen können (vgl. Kap 7.5). In den 2000er Jahren wurde dazu in den Niederlanden ein umfangreiches Programm durchgeführt. Große Areale wurden als Duldungsgebiete (insgesamt 80.000 ha) ausgewiesen, in den zumeist ackerbaulich genutzten verbleibenden Bereichen durften die Gänse (Bläss- und Nonnengänse) vertrieben werden (Vergrämungsgebiete). Graugänse konnten hierdurch zu 20 % im Mittel und bis 40 % zu den Höchstbeständen in den Duldungsgebieten gehalten werden (Visser et al. 2009). Für die Nonnengänse wurden auch hier bereits die Hauptvorkommen als Duldungsgebiete ausgewiesen. Die Blässgänse konnten nur in geringem Maß tatsächlich in die Duldungsgebiete gelenkt werden (vorher 69% im Ackerland, nachher 60%, Kleijn et al. 2009). Im Grünland wurde die Zahl der Blässgänse zwar nicht gravierend geringer, aber das Verhalten änderte sich: Sie bildeten größere Trupps, waren schlechter zu finden und zudem kamen häufig neue Gänse hinzu während andere abwanderten (Ebbinge et al. 2000).

Für die Lenkung von Gänsen ist es daher Voraussetzung, dass den Vögeln regional ausreichend große Gebiete zur Verfügung gestellt werden, in denen sie ungestört weiden können, auch in Kälte- oder Trockenwintern mit wenig Grasaufwuchs. Dabei ist den Arealen Vorzug zu geben, die die Gänse ohnehin freiwillig aufsuchen, denn die Lenkbarkeit rastender Gänse ist nach unseren Ergebnissen sehr eingeschränkt. Diese erscheint nach den vorliegenden Ergebnissen für die Graugans zwar möglich, dies aber nur kleinräumig und wenn ein sehr aufwändiger Vergrämungsdruck besteht (vergl. Literaturstudie Keuling & Siebert 2015). Schäden werden sich zudem nie verhindern lassen.

Blässgänse sind hoch mobil und auch nach unseren Ergebnissen nur immer für kurze Zeiträume an einem Ort. Wie sich an den zu der Zeit der stärksten Jagdaktivitäten (vergleiche Kap. 5.3.1 und 5.3.2) gesteigerten Fluchtdistanzen zeigt (Kap. 7), erscheint es möglich, dass diese auf Jagd reagieren. Allerdings konnte dies mit den Daten der besenderten Vögel nicht abschließend geklärt werden. In wieweit Blässgänse durch Störungen gelenkt werden können oder diese einfach nur generell scheuer reagieren, lässt sich daher aus unseren Daten nicht ableiten.

Die Weißwangengans bewegt sich sehr kleinräumig und standorttreu (Phillips et al. 2003), zudem zeigen die Angehörigen der russischen und der baltischen Population unterschiedliche Habitatpräferenzen (van den Jeugd et al. 2001). Eine Lenkbarkeit durch Vergrämung scheint bei dieser Art nach derzeitigem Stand eher schwierig, mit den gegebenen Flächenmöglichkeiten (vergl. Graugans) beinahe unmöglich.

Allerdings stellt die in Niedersachsen untersuchte Situation eine den Niederlanden sehr ähnliche Konstellation dar: die Vogelschutzgebiete sind wie die Duldungsgebiete nicht vollständig bzw. ausreichend störungsfrei (vergl. Kap. 5.4) und wurden maßgeblich auf Basis der Raumnutzung der Weißwangengänse ausgewiesen. Die im Vogelschutzgebiet Nordkehdingen besiedelten Nonnengänse zeigen daher das Idealverhalten von Gänsen, die in einem tatsächlich weitgehend ungestörten Duldungsgebiet rasten, da es sich um landes- und bundeseigene Flächen handelt. Für die anderen beiden Arten wurden die Grenzen der Schutzgebiete nicht analog der Raumnutzung ausgewiesen. Die derzeitigen Vogelschutzgebiete würden in einem Konzept von Auffanggebieten die Basis für solche Go-Gebiete sein, die allerdings in Größe und Abgrenzung angepasst werden müssen.

9 Einfluss von Flugverkehr auf Auffliegewahrscheinlichkeiten von Bläss- und Weißwangengänsen

Sander Moonen, Helmut Kruckenberg, Oliver Keuling

9.1 Einleitung

Flugzeuge und Helikopter lösen häufig Störungen rastender Gänse und anderer Rastvögel aus. Flugzeuge, Helikopter, Kleinfluggeräte wie Drachenflieger, Paragliders o.ä. stellen besonders für Gänse eine Reizquelle dar, die besonders häufig zum Auffliegen in den Nahrungsflächen führt (Belanger & Bédard 1989, Sossinka & Niemann 1994). Flugobjekte wie Flugzeuge oder Helikopter können für viele Tiere und auch für Gänse eine nicht eindeutig zu identifizierende Störquelle darstellen. So handelt es zum einen um ein lautes Geräusch, das als Gefahrenquelle nicht eindeutig zu identifizieren ist (Kempf & Hüppop 1996) zum anderen reagieren viele Tiere am Boden auf Silhouetten in der Luft, ohne diese eindeutig identifiziert zu haben, da potentiell ein herabstoßender Greifvogel sehr schnell sein kann, und somit eine schnelle Flucht lebensrettend sein kann.

Dies ist vor allem bedingt durch die biologisch bedingte, starke Reaktivität der Vögel auf alles, was sich aus der Luft nähert und damit potentiell gefährlich sein könnte. Insbesondere bei den Störungen durch Flugzeuge lassen sich die Ursachen (Flugbild, Lärm) nicht trennen (Kempf & Hüppop 1996).

Intensive Störungen verursachen nachweisbare Vertreibungseffekte. So verließen bei mehr als 2 Störungen / Stunde 50 % aller Schneegänse das Untersuchungsgebiet (Belanger & Bédard 1989). Niemann & Sossinka (1992) fanden bei 45 % aller Hubschrauberüberflüge im NSG "Weserstausee Schlüsselburg" ein starkes Fluchtverhalten von Wasservögeln, bei Mehrfachüberflügen sogar 55 % (vgl. auch Sossinka & Niemann 1994). Während den Daas (1963) Militärjets als gravierendste Störung rastender Gänse in den Niederlanden ausmachte, fanden Schilperood & Schilderood-Huisman (1983) in Friesland kaum eine Reaktion auf überfliegende Militärjets, jedoch einen starken Effekt von Helikoptern. Einen starken Effekt militärischen Flugbetriebes fand Lugert (1988) im Naturschutzgebiet Geltinger Birk, wo durch massive Störungen z.B. Graugansfamilien das Gebiet verließen und so das NSG nicht seinen ursächlichen Schutzanforderungen gerecht wurde. Im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer untersuchte Stock (1992) die Störungshäufigkeit rastender Ringelgänse. 26 % aller Störungen wurde durch Flugverkehr verursacht. Helikopter und Flugzeuge verursachten die intensivsten Störereignisse. Im Rheiderland fanden Jaene & Kruckenberg (1996) noch gravierendere Störungen durch Luftverkehr: 46 % allen Auffliegens wurde durch den Luftverkehr verursacht. Fast 30 % aller Reize, die die Gänse zum Verlassen des Gebietes veranlassten, waren durch Flugverkehr bedingt (Militärflieger 15,2 %, Sportflieger 7,6 % und Helikopter 6,3 %). Blackpoel & Hatch (1976) beobachteten, wie Schneegänse nach einem Helikopterüberflug in Panik mit einer Hochspannungsleitung kollidierten und zu Tode kamen.

In den Brutgebieten von Kurzschnabel- und Weißwangengans führten Helikopterflüge zu nachweisbaren Änderungen im Zeitbudget der Vögel (Mosbech & Glahder 1988, 1991). Die Vögel fraßen weniger und zeigten weniger Komfortverhalten, dieser Effekt war bei der bejagten Kurzschnabelgans erheblich stärker ausgeprägt als bei der streng geschützten Weißwangengans. Gleiches zeigt sich im Winterquartier, so Ringelgänse 20 min nach einer Störung durch Flugzeuge signifikant weniger fraßen als zuvor (Pohl 1993).

Wir haben analysiert, ob die Distanz zwischen Flugzeug und besonderer Gans die Wahrscheinlichkeit eines Auffliegens beeinflusst und somit Fluggeräte eine Störquelle für Gänse darstellen. Wir haben somit folgende Hypothese überprüft: Wenn sich ein Flugzeug in der Nähe (Entfernung, Höhe) befindet, sollte die Wahrscheinlichkeit eines Auffliegens höher sein als bei größerer Distanz.

9.2 Methoden

Wir untersuchten den Einfluss von Flugzeugen auf die Weißwangengänse oder Nonnengänse in dem Untersuchungsgebiet "Nordkehdingen" an der Unterelbe und auf die Blässgänse in der Ems-Dollart-Region (Kap. 3.1). Dazu wurden in der Wintersaison 2016/17 (15.10.2016-15.05.2017) die GPS-Ortungsdaten der Deutschen Luftsicherung von allen Flugzeugen in den beiden Untersuchungsgebieten verwendet. Dieses entspricht in etwa dem Zeitraum zwischen Ankunft und Abflug der beiden Gänsearten in den Überwinterungsgebieten. Abb. 97 zeigt „heatmaps“ (Häufigkeitskarten) aller Flugzeugspuren innerhalb dieses Zeitraums in den Untersuchungsgebieten Nordkehdingen (Elbe) und Ems-Dollart-Region (EDR).

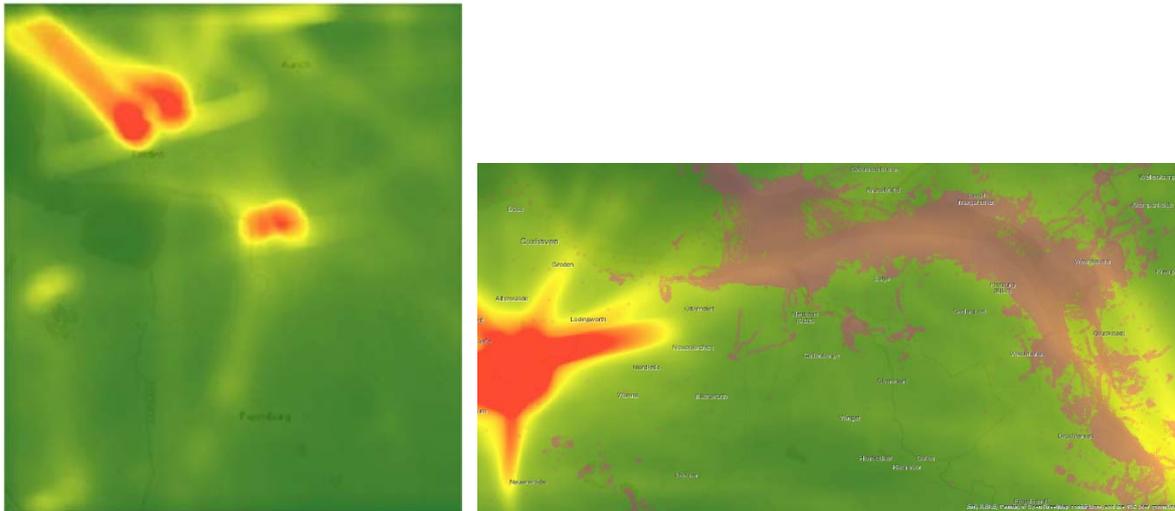


Abb. 97: heatmaps (Häufigkeitskarten) des Flugverkehrs innerhalb des Untersuchungszeitraums Winter 2016/17 in den Untersuchungsgebieten Ems-Dollart Region (EDR, links) und Nordkehdingen (rechts, inkl. GPS-Daten der Weißwangengänse in braun), rot = höchste Flugspurendichte, grün = geringste Dichte

Der Flugverkehr war in beiden Untersuchungsgebieten saisonal unterschiedlich, mit höherer Aktivität Ende September und ab Mitte März (Abb. 98 links). Die Wochensummen an Überflügen in niedriger Flughöhe (unter 200 m) zeigen keinen eindeutigen Trend und können von Woche zu Woche stark schwanken (Abb. 98 rechts). Die Gesamtsummen des Flugverkehrs waren in beiden Regionen ähnlich. Die Flugverkehrsdichte beträgt in der Ems-Dollart Region jedoch nur ca. 60 % der Dichte in Nordkehdingen.

Um den Einfluss der Flugbewegungen auf die Gänse zu untersuchen, verknüpften wir die GPS-Daten der Flugobjekte mit den GPS-Daten der besondern Bläss- und Weißwangengänse. Dabei wählten wir nur zeitgleiche (max. 60 s Verzögerung) Daten mit einem maximalen Abstand von 5 Kilometern zwischen Flugzeug und besonderer Gans aus. Dann bestimmten wir den letzten GPS-Punkt, von dem aus eine Gans aufflog (Ruhepunkt, sowie den ersten Auffliegepunkt). Das Auffliegen eines Vogels wurde aus den Beschleunigungsmessungen (siehe Kap. 4.3) abgeleitet und definiert als eine Bewegung mit einer Geschwindigkeit zwischen zwei GPS-Punkten von unter 5 m/s. Ausgewertet wurden alle Flüge mit einer Dauer von 30 bis 60 Sekunden.

Die Überprüfung unserer Hypothese erfolgte mittels eines binomialen generalisierten linearen Regressionsmodells (GLM) in R 3.3.2 (R Core Team 2019).

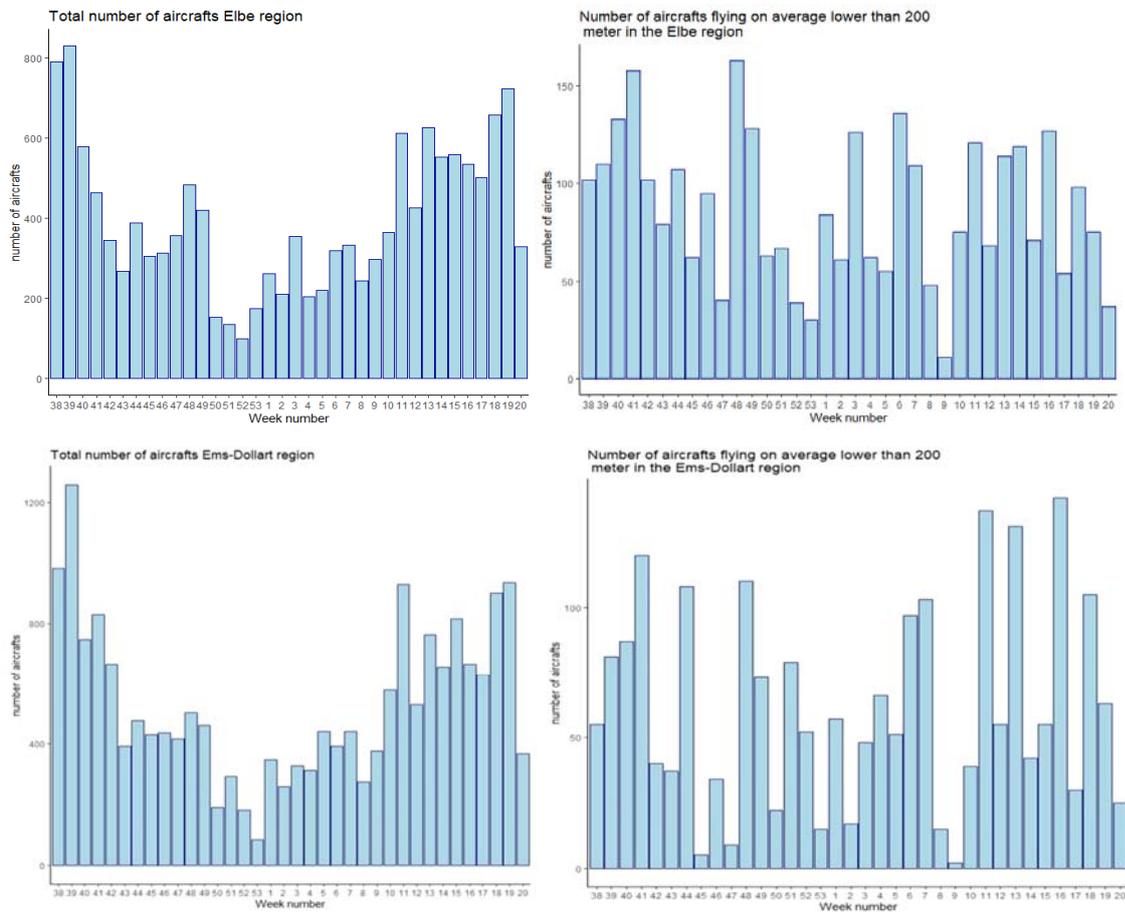


Abb. 98: Übersicht über Flugbewegungen an der Unterelbe (oben) und in der Ems-Dollart-Region (unten). Links: Gesamtzahl Überflüge von Luftfahrzeugen pro Woche, rechts: Anzahl von Überflügen unter 200 m Flughöhe pro Woche

9.3 Ergebnisse

Je näher ein Flugzeug an einer rastenden Weißwangengans vorbeiflog, desto größer war die Wahrscheinlichkeit, dass sie aufflog (Abb. 99). Dieser Effekt ist signifikant, jedoch schwach ausgeprägt (GLM: $B = -0.00117$, $Z = -3.14$, $P = 0.0017$)

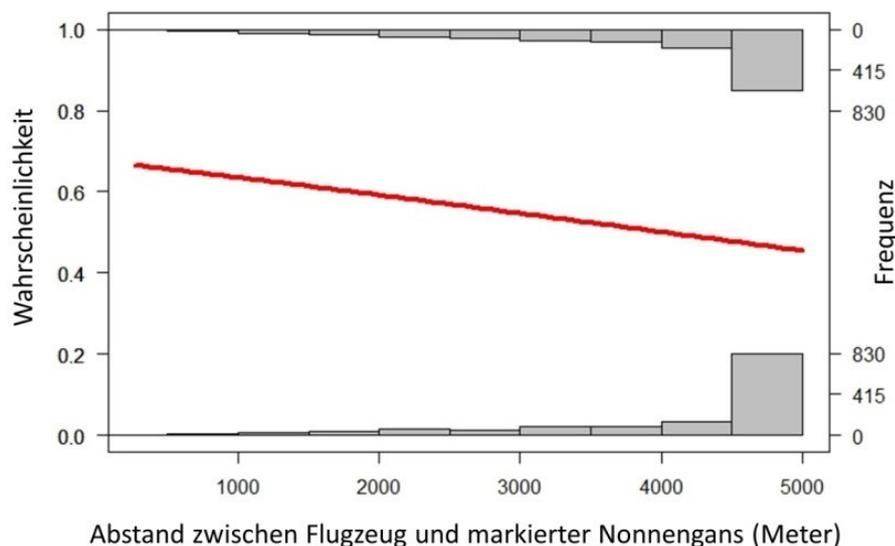


Abb. 99: Berechnung der Auffliegewahrscheinlichkeit von Weißwangengänsen in Relation zur Entfernung vorbeifliegender Flugzeuge

Die Wahrscheinlichkeit des Auffliegens von Weißwangengänsen steigt tendenziell mit der Anzahl niedrig fliegender Flugzeuge (Abb. 100, GLMM: $B = 0.11$, $Z = 1.91$, $p = 0.056$).

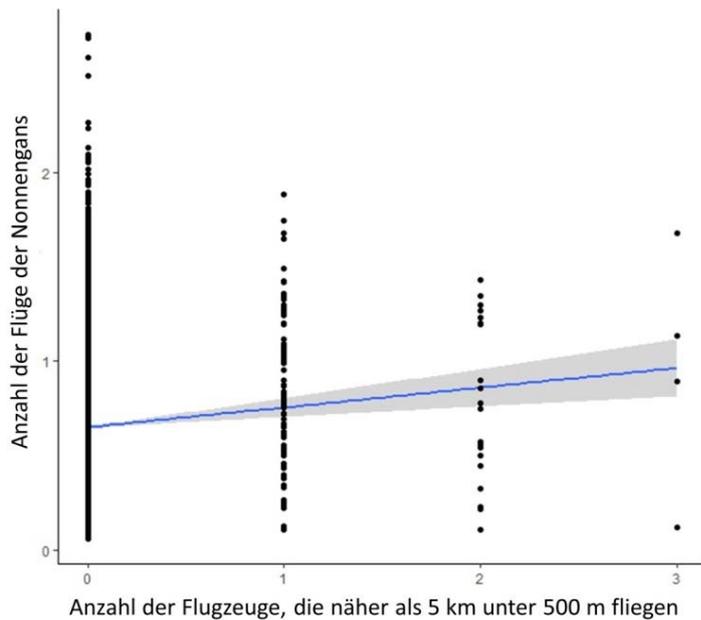


Abb. 100: Berechnung der Auffliegwahrscheinlichkeit von Weißwangengänsen in Relation zur Anzahl niedrig fliegender Flugzeuge

Blässgänsen reagieren recht stark auf Flugzeuge, die in unmittelbarer Nähe und mäßiger Entfernung vorbeifliegen, wohingegen sie kaum auf weit entfernte Flugzeuge reagieren (Abb. 101). Dieser Effekt ist signifikant (GLM: $B = -0.00086$, $Z = -3.35$, $p = 0.00081$).

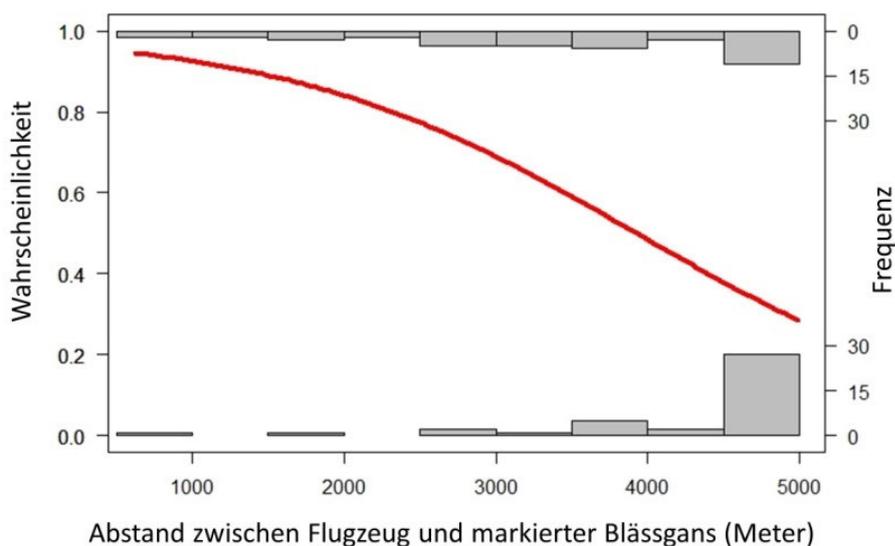


Abb. 101: Berechnung der Auffliegwahrscheinlichkeit von Blässgänsen in Relation zur Entfernung vorbeifliegender Flugzeuge

9.4 Diskussion

Beide Arten zeigen signifikante Reaktionen auf Fluggeräte. Die Weißwangengänse an der Untereibe zeigen relativ geringe Auffliegewahrscheinlichkeiten auf Flugverkehr, wohingegen die Blässgänse recht stark auf Flugobjekte in unmittelbarer Nähe reagieren. Dieser Umstand kann zum einen durch die Arten bestimmt sein, andererseits auch durch die Untersuchungsgebiete. So fliegen die Weißwangengänse schon bei relativ hohen Entfernungen häufiger auf, als Blässgänse, andererseits ist im Untersuchungsgebiet Nordkehdingen eine höhere Flugverkehrsdichte zu beobachten. Ein weiterer Erklärungsansatz ist, dass die Weißwangengänse entweder Gebiete mit höherem Flugverkehr meiden oder dieses durch ihre anderen Habitatpräferenzen gegeben ist. Auch die Zusammensetzung der Fluggeräte (Militärflugzeuge, Kleinflugzeuge, Helikopter) könnte sich zwischen den Untersuchungsgebieten unterscheiden.

Im Winter halten sich in dem relativ kleinen Gebiet Nordkehdingen recht viele Seeadler auf, so dass zunächst eine häufigere Reaktion auf Flugsilhouetten erwartet werden dürfte. Womöglich können die Weißwangengänse aufgrund des häufigeren Auftretens eines echten Feindes diesen besser von einem Flugobjekt unterscheiden.

Besonders auffällig ist allerdings, dass die Flugverkehrspuren in Nordkehdingen häufiger entlang der Elbe verlaufen, in der Ems-Dollart-Region verteilter liegen. Somit werden die Blässgänse in an der Ems womöglich häufiger am Fraßplatz direkt überflogen, während die Weißwangengänse eher abseits der Flugrouten fressen. Dafür spricht auch die geografische Lage: während an der Untereibe die nächsten Flugplätze Nordholz bei Cuxhaven und Hamburg sind, liegt der Flugplatz Leer-Nüttermoor direkt im Untersuchungsraum.

Das häufige Auffliegen durch Störungen führt zu erhöhtem Energieverbrauch und kann je nach Art kritische Werte erreichen wie Madsen (1995) für Kurzschnabelgänse und van der Kolk et al. (2019) für die Uferschnepfe zeigen konnten.

Ist die Störreizquelle berechenbar, nur gering intensiv und halten sich die Vögel zudem langfristig im Gebiet auf, wie dies z.B. mausernde Graugänse tun (müssen), so können sie sich durchaus an Störreize durch Flugzeuge usw. gewöhnen (Kühl 1979). So weiden Kurzschnabel- und Blässgänse bsp. in der Einflugschneise des Brüsseler Flughafens (Beob. Kruckenberg). Ebenso zeigen die Gänse am Steinhuder Meer nur geringe Reaktionen auf überfliegende Militärflugzeuge, jedoch massive Reaktionen auf Helikopter und Ultraleichtflieger (Brandt mdl.) Eine Gewöhnung an im Prinzip ungefährliche Reize kann überall dort stattfinden, wo die Reize berechenbar (Einflugschneise) und mit einer mittleren Intensität (Bruderer & Komenda-Zehnder) 2005 auftreten. Gewöhnung benötigt Zeit, kurzfristige Gewöhnung erfolgt nicht (Komenda-Zehnder et al. 2003). Kommen die Reize unvorhersehbar oder gar überraschend, so wird eine Gewöhnung erschwert. Verschärft stellt sich die Situation bei Reizen dar, die auch bedrohlichen Charakter haben: so bringen Helikopter in Sibirien alljährlich Jäger an die Mauserplätze der Gänse (Mooij mdl.). Die Gänse assoziieren daher Helikopter mit Gefahr. Eine Gewöhnung an Helikopter scheint daher weit schwieriger bzw. fast unmöglich, zumal diese auch über starke Infraschallemissionen gekennzeichnet sind.

Gerade aber der Flugverkehr bietet die Möglichkeit, durch entsprechende Flugkorridore Störungen zielgerichtet lokal oder regional zu reduzieren oder ganz zu vermeiden (van der Kolk et al. 2019).

10 Einfluss von Windenergieanlagen auf den Schlafplatzflug von Bläss-, Weißwangens- und Graugänse in Ostfriesland

Sander Moonen, Helmut Kruckenberg, Oliver Keuling

10.1 Einleitung

Ende der 1980er Jahre wurde zunächst in den Küstenregionen Norddeutschlands durch Förderprogramme die großflächige Windenergienutzung etabliert. Bis heute hat die Windkraftnutzung nicht zuletzt durch staatliche Förderprogramme erheblich zugenommen. Nicht nur die Anzahl hat sich kontinuierlich erhöht, sondern es wurden im Zuge der technischen Verbesserungen (höhere Nennleistung) immer höhere Anlagen mit immer größeren Rotordurchmessern entwickelt.

Bereits sehr früh sahen Vogelkundler hierin einen Konflikt zwischen Naturschutz- und ökonomischen Interessen (Clemens & Lammen 1995), den sie zunächst vorrangig in direkten Kollisionen (Vogelschlag) sahen. In diesen Untersuchungen trat der Effekt der Habitatfragmentierung daher zunächst wenig in den Vordergrund (vgl. Böttcher et al. 1990), auch da sich die Windkraftnutzung zunächst auf die für Vögel wenig wertvollen Bereiche konzentrierte. Bereits wenige Jahre später dokumentieren verschiedene Untersuchungen Beeinträchtigungen der Vogelwelt, vor allem durch eine Einschränkung der Nahrungsflächen in den Rastgebieten (z.B. Pedersen & Poulsen 1991, Schreiber 1993, 1998, 1999, 2000, Kruckenberg & Jaene 1999, 2001, Kowallik & Borbach-Jaene 2001). Dabei geht nach Spaans & van den Bergh (1994) von großen Windanlagen eine höhere Störwirkung aus als von kleineren, die sich durch niedrigere Narbenhöhen und kleinere Rotoren auszeichnen.

Obwohl Gänse als lernfähig gelten, zeigen die Ergebnisse von Vorher-Nachher-Untersuchungen (Kruckenberg & Jaene 1999) deutliche Meidungseffekte im Einflussbereich der Windanlagen (je nach Typ bis 600 m), die witterungsbedingt leicht schwanken (Kruckenberg & Borbach-Jaene 2001). Diese Ergebnisse werden durch die Untersuchungen von Schreiber (1999, 2000), Larsen & Madsen (2000) und Kowallik & Borbach-Jaene (2001) gestützt. Das Meideverhalten von Vögeln zu Windanlagen ist von ihrer Körpergröße, ihren Nahrungsansprüchen sowie spezifischen ökologischen und ethologischen Rahmenbedingungen abhängig (Kruckenberg 2002). Für herbivore Wasservögel zeigt sich, dass Arten geringer Körpergröße einen größeren Bereich um die Anlagen einhalten als größere Arten (z.B. Kruckenberg 2002).

Diese Vertreibungseffekte rühren möglicherweise von der Rotationsbewegung her. Diese ereignet sich in einer Höhe, die durch Luftprädatoren (Wanderfalke, Seeadler) häufig von gefährdeten Vögeln als bedrohlich wahrgenommen werden (vgl. auch Kap. 9). Dadurch werden möglicherweise artspezifische Fluchreflexe ausgelöst. Aus dieser Feindreaktion könnte auch die unterschiedlich hohe Sensibilität der Arten resultieren. So meiden Gänse die Bereiche an Windanlagen strikt, die vom Rotorschatten überstrichen werden (eig. Beob.). Stehen die Anlagen bei Windmangel still oder wird eine Windenergieanlage (WEA) gar zu Wartungszwecken demontiert, sind Gänse z.T. in direkter Umgebung vom Fundament anzutreffen (Kruckenberg & Jaene 1999).

Als dritte Auswirkung von Windanlagen wird immer wieder die Verriegelung von Nahrungsflächen bzw. die Beeinträchtigung von Einflugschneisen angeführt. Dazu gibt es allerdings derzeit nur wenige Untersuchungen. Wir untersuchten, ob Windparks oder einzelne Windenergieanlagen (WEA) einen Einfluss auf den Schlafplatzflug der drei untersuchten Gänsearten Blässgans, Weißwangengans und Graugans zum Schlafplatz haben. Zentrale Schlafplätze finden sich an sicheren Orten wie Watt- oder großen Wasserflächen, da diese nicht zuletzt durch die großen Ansammlungen von Artgenossen große Sicherheit bieten (Owen 1980, Beauchamp 1999). Abendliche Flüge zu den

Schlafplätzen sind oft sehr direkte Flüge zwischen letztem Weideplatz und Schlafplatz. Dies unterscheidet sie von den morgendlichen Flügen zum ersten Weideplatz, wenn die Gänse auf der Suche nach den passenden Nahrungsplätzen nach anderen Gruppen (Rutschke 1986, Ydenberg et al. 1983), denen sie sich zur Erhöhung der Sicherheit anschließen (Dimond & Lazarus 1974, Inglis & Lazarus 1981). Während der abendlichen Schlafplatzflüge scheinen die Gänse zu wissen, wo ihr Endpunkt liegt, und fliegen auf einer direkteren Route. Windparks oder einzelne WEA könnten jedoch während dieser abendlichen Schlafplatzflüge ein gefährliches Hindernis darstellen. Wir untersuchten die Hypothese, dass Gänse während der Schlafplatzflüge Windparks oder WEA meiden, indem sie diesen Anlagen während dieser Flüge ausweichen.

10.2 Methoden

In die Analysen wurden ausschließlich Schlafplatzflüge einbezogen. Dies müssen folgende Bedingungen erfüllen: Flüge müssen innerhalb des Zeitraums 1 Stunde vor bis 1,5 Stunden nach Sonnenuntergang stattfinden, d.h. der Zeitraum, in dem sich die meisten Gänse zu ihren Schlafplätzen bewegen. Der Start muss an Land, das Ende auf dem Wasser liegen. Abendliche Flüge, die in neue Futtergebiete führten oder ein Zwischenstopp bei anderen Trupps zum Sammeln und gemeinsamen Weiterfliegen darstellten ("*pre-roosting-gathering flights*"), sollten ausgeschlossen werden. Des Weiteren analysierten wir die Entfernung einer direkten Linie zwischen dem Start- und Endpunkt jedes Fluges und prüften, ob diese direkte Linie eine WEA oder einen Windpark querte. Um dies zu untersuchen, zeichneten wir im GIS (QGIS Desktop 3.4.3) einen Puffer von 500 Metern um jede WEA und identifizierten diese gepufferten Bereiche als „Windparks“. Anschließend berechneten wir die Differenz zwischen der Entfernung der direkten Linie zwischen End- und Startpunkt (Luftlinie, sozusagen Ideallinie) und der tatsächlich zurückgelegten Fluglänge der Sendergänse. Schließlich wurden GLMMs verwendet, um zu untersuchen, ob der Unterschied zwischen der direkten Entfernung und der von den Gänsen geflogenen Entfernung größer war, wenn die direkte Linie einen Windpark kreuzte. Wenn unsere Hypothese zutrifft, müsste dieser Unterschied beim Durchqueren eines Windparks deutlich größer sein. Alle Analysen wurden mit R3.3.2 (R Core Team 2019) mit dem Paket *lme4* (Bates et al., 2015) durchgeführt.

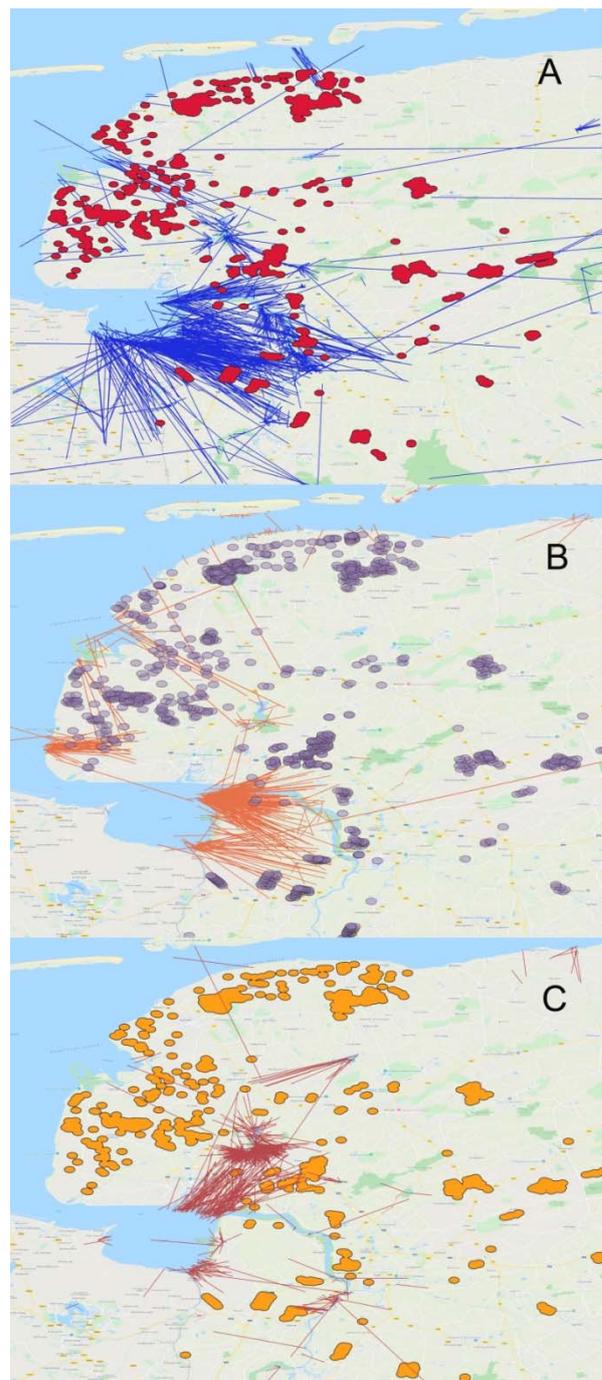


Abb. 102: Geometrische Fluglinie zwischen letztem Nahrungspunkt und dem Schlafplatz besonderer Bläss- (A), Weißwangengänse (B) und Graugänse (C).

10.3 Ergebnisse

Gerade der Nordwesten Niedersachsens zeichnet sich durch eine hohe Dichte von Windanlagen aus (Abb. 102), die oftmals auch zwischen den Nahrungsflächen und den Schlafplätzen der Gänse errichtet wurden. Abb. 102 zeigt die Standorte der Windkraftanlagen bzw. Windparks inkl. des 500m Puffers und dazu die geometrischen Distanzen zwischen dem letzten GPS-Punkt in den Nahrungsgebieten und der Ankunft am Schlafplatz. Deutlich ist zunächst die unterschiedliche Orientierung der jeweiligen Gänsearten zu erkennen. Während die Blässgans (A) überwiegend vom Dollart in Richtung Südost und Ost abfliegen und damit weit in das südliche Rheiderland, nach Westoverledingen, das Fehntjer Tief, das Leda-Jümme-Gebiet oder auch in das niederländische Reiderland vordringen, bleiben die Weißwangengänse (B) überwiegend im nördlichen Rheiderland. Beide Arten haben aber auch Schlafplätze in der Leybucht und liegen von hier aus in die Krummhörn und zum Großen Meer. Die Graugänse (C), die ja als Brutvögel am Großen Meer besendert wurden, zeigen dagegen deutliche Flüge vom Großen Meer in alle umliegenden Bereiche, aber auch zum Dollart, zum Ewigen Meer und vom südlichen Dollart in die Rheiderlandpolder.

In der Analyse der Abweichung der tatsächlichen Flugstrecken von der geometrisch kürzesten Route zeigen alle drei Gänsearten signifikante Unterschiede bei der Betrachtung, ob ein Windpark auf dem Weg gequert werden musste oder nicht (Abb. 103). In allen Fällen weist die Analyse deutlich längere Flugstrecken auf, wenn ein Windpark auf der direkten Linie lag (Tab. 22).

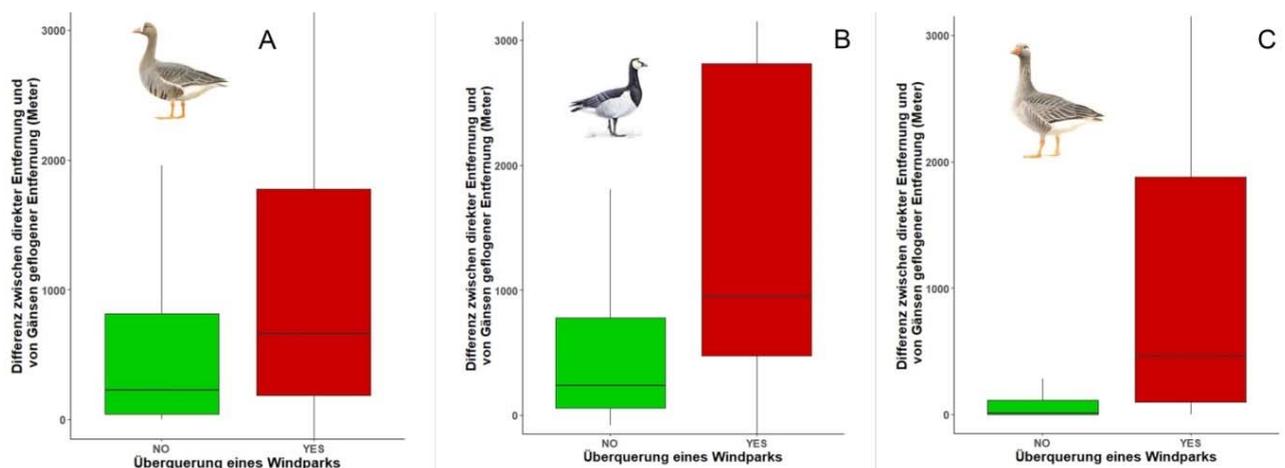


Abb. 103: Differenzen zwischen direkter, geometrischer und tatsächlich geflogener Strecke zum Schlafplatz bei potentieller Querung eines Windparks ("yes") oder Strecke ohne Windpark ("no")

Tab. 22: Durchschnittliche Distanzen und Differenzen der Flugstrecken besendeter Gänse in Abhängigkeit von der potentiellen Querung eines Windparks

Art	Querung eines Windparks	Direkte Linie [m]	Tatsächliche Strecke [m]	Differenz (%)
Blässgans	Ja	16,009	18,522	15,7
	Nein	7,334	7,812	6,5
Weißwangengans	Ja	14,418	16,329	13,3
	Nein	9,177	9,917	8,1
Graugans	Ja	9,152	11,266	23,1
	Nein	2,841	3,113	9,6

10.4 Diskussion

Seit Beginn der Windenergienutzung zur Stromerzeugung sind die Anlagen immer größer und leistungsstärker geworden. Die hohe Bauhöhe verursacht zudem eine deutliche Fernwirkung der Anlagen, der Effekt der Meidung des Nahbereichs von Windanlagen während der Nahrungssuche ist gut belegt (Hötker et al. 2004). Doch nicht nur die Nahrungsgebiete werden durch Windanlagen beeinträchtigt. Es werden auch Flugwege und Einflugschneisen behindert und es kommt zu Ausweichbewegungen (Böttcher et al. 1990, Spaans & van den Bergh 1994, Kruckenberg & Jaene 1999).

So kann es durch ungünstige Positionierung der Anlagen auch zu Habitatverlusten durch Verriegelungseffekte kommen (Kowallik 2002). Unsere Ergebnisse zeigen, dass die drei untersuchten Gänsearten Bläss-, Weißwangen- und Graugans in Ostfriesland zumindest deutliche Meidereaktionen zu Windparks und -anlagen auf dem Abendflug zeigen. Die Analyseergebnisse weisen darauf hin, dass solche Standorte recht weiträumig von den Vögeln umflogen werden. Gemessen an der Ideallinie verlängerten sich die Flugwege von den Nahrungsflächen zum Schlafplatz dadurch um 15,7 % (Blässgans), 13,3 % (Weißwangengans) und sogar 23,1 % für die Graugans. Tatsächlich fliegen Gänse allerdings niemals direkte Wege, wie auch der Vergleich (Tab. 22) belegt. Die Gänse weichen je nach Art zwischen 6,5 % und 9,6 % auch dann von der Ideallinie ab, wenn diese nicht durch einen Windpark führt. Dies kann durch Witterung, Windrichtung und -stärke, aber natürlich auch aufgrund weiterer baulicher Faktoren bedingt sein (z.B. Stromtrassen). Der Unterschied ist dennoch erheblich.

Fliegen ist energetisch gesehen sehr teuer für den Vogel (Bergmann et al. 2006). Für verlängerte Flugwege muss wie auch im Fall von Störungen kompensatorische Nahrungsaufnahme erfolgen (Nolet et al. 2016). Die hier festgestellte 5-15 % Verlängerung des abendlichen Flugweges stellt einen deutlichen energetischen Mehrverbrauch für den Vogel dar, der sich im Nahrungsbedarf niederschlägt. Zwar dürfte der Mehraufwand auf dem Morgenflug nicht genau so groß ausfallen, aber die Zahlen der durch Störung induzierten Flugstrecken (vergl. Kap. 8) entspricht diese schon einem spürbaren Zusatzaufwand. Allein die Umwegstrecken beim Abendflug entsprechen aber ca. 5-10 % der Tagesgesamstrecke (Kap. 8). Windanlagen in den Einflugschneisen der Gänse führen also durch den erhöhten Bedarf der Vögel an Gras zu einer Verschärfung der bestehenden Konflikte mit der Landwirtschaft.

Kollisionen mit Windanlagen wurde bei unserer (kleinen) Zahl besonderter Vögel nicht beobachtet. Offensichtlich können die Gänse mit den vorhandenen Windanlagen umgehen und umfliegen diese. Aber bei widrigen Bedingungen wie etwa Sturm, starkem Gegenwind oder Nebel besteht für Gänse und Schwäne ein erhebliches Kollisionsrisiko (Koop 1996). Dies gilt besonders während der Herbstzuges, wenn die Vögel teils bei Westwindlagen im Tiefflug die Rastgebiete anfliegen. Dabei ist das Kollisionsrisiko in dunklen Nächten besonders hoch (van der Winden et al. 1999). Das Risiko steigt insbesondere, wenn die Konverter wie in den hier untersuchten Fällen auf der direkten Flugschneise zwischen Schlafplatz und Nahrungsflächen stehen (Dirksen et al. 1998). Die Hauptzughöhe ist nach van der Winden et al. (1999) bei etwa 100 m sowohl am Tage als auch in der Nacht. Damit ziehen die Gänse durchaus auch unter normalen Umständen im Einflussbereich der Rotoren. Tatsächlich kommt es immer wieder zu Kollisionen an Windanlagen. Diese sind allerdings nur unzureichend untersucht. Trotz geringer Untersuchungsichte sind einige Fälle bekannt: auf Fehmarn verunglückten am 22.10.1995 sechs Weißwangengänse (Koop 1996, 1999), zwischen 1997-1999 wurden am Dollart vier tote Höckerschwäne unter Windanlagen gefunden (Beob. Kruckenberg), am 22.5.2004 verunglückte ein Singschwan bei Niebühl (Schleswig-Holstein, Staatliche Vogelschutzwarte Brandenburg brfl.) und im Sommer 2004 verunglückte eine beringte Graugans an einer Windmühle bei Emden (IfV brfl.). Die Dunkelziffer dürfte beträchtlich sein. Aufgrund

umfangreicher Studien und Recherchen berechnet Everaert (2002) das Kollisionsrisiko durchziehender Vögel zwischen 1:600 und 1:12.000 je nach Vogelart und Standort der Anlage. Nach Grünkorn (2010) verunglücken pro WEA und Jahr 13 Vögel je Windanlage. Krijkveld et al. (2009) errechneten anhand ihrer Ergebnisse ein Kollisionsrisiko von im Mittel 0,14 % in Abhängigkeit der Intensität der Vogelflugbewegungen. Die hauptsächlich betroffenen Vogelarten waren nach Grünkorn et al. (2016) Mäusebussard, Kiebitz, Goldregenpfeifer, Rotmilan und Turmfalke. Wasservögel (Enten, Gänse, Watvögel, Möwen). Gerade Goldregenpfeifer und Kiebitz, arktische Gänse sowie der Mäusebussard sind auch für die Ems-Dollart-Region und die zentrale Krummhörn wichtige Arten, die jeden Morgen auch den Planungsraum durchqueren müssen.

Bei Gänsen und Wasservögeln darf man aufgrund ihrer optischen Fähigkeiten wohl davon ausgehen, dass sie nur unter widrigen Umständen (Sturm, Nebel, Regen oder bei Nacht) mit Windenergieanlagen kollidieren. Allerdings sollte beachtet werden, dass dies gerade zur Zugzeit im Umfeld von großen Rastplätzen durchaus relevant werden kann (vgl. Koop 1996, 1999 oder Grünkorn 2010). Das Risiko steigt insbesondere, wenn die WEA wie in den hier untersuchten Fällen auf der direkten Flugschneise zwischen Schlafplatz und Nahrungsflächen stehen (Dirksen et al. 1998). Die Hauptzughöhe ist nach van der Winden et al. (1999) bei etwa 100 m sowohl am Tage als auch in der Nacht. Damit ziehen die Gänse durchaus auch unter normalen Umständen im Einflussbereich der Rotoren.

Des Weiteren wird der Nahbereich von Windkraftanlagen nicht für die Nahrungsaufnahmen aufgesucht (z.B. Kruckenberg & Jaene 1999). Somit stehen die Flächen innerhalb der Windparks den Gänsen effektiv nicht zur Verfügung.

Gänse können im Überwinterungsgebiet WEA offensichtlich als Gefahr weitgehend einschätzen und sowohl auf dem Flug als auch bei der Flächenwahl meiden. Dieses führt jedoch zu einem insgesamt deutlich erhöhten Energiebedarf. Ein Gewöhnungseffekt bei der Flächenwahl über mehr als 10 Jahre an einen Windpark ist nicht zu beobachten (Bellebaum in prep.).

11 Gemeinsamer Lebensraum: keine negativen Auswirkungen weidender Weißwangengänse auf nistende Wiesenlimikolen

Sander Moonen, Jürgen Ludwig, Helmut Kruckenberg, Bart A. Nolet, Henk P. van der Jeugd, Gerhard J. D. M. Müskens, Franz Bairlein

[Kurzfassung, engl. Original zur Veröffentlichung vorbereitet]

11.1 Einführung

Um die Mitte des 20. Jahrhunderts waren die Gänsebestände in Westeuropa in Folge des Krieges und auch gravierender Lebensraumveränderungen dramatisch zusammengebrochen (Fox & Madsen, 2017). Dieser Rückgang führte zu internationalen Naturschutzmaßnahmen und zur Entwicklung von internationalen Rechtsrahmen (Stroud et al. 2017). Es wurde ein Netzwerk von Naturschutzgebieten und anderen Zufluchtsorten geschaffen und die Jagd auf eine Reihe von Populationen wurde in vielen europäischen Ländern eingeschränkt oder verboten. Danach begannen viele der europäischen Gänsepopulationen zu wachsen (van Roomen & Madsen 1992, Ebbinge 1991, Stroud et al. 2017). Gleichzeitig profitierten die Gänsepopulationen von der Intensivierung der Landwirtschaft (van Eerden et al. 1996, Abraham et al. 2005, Fox et al. 2005). Die Gänse lernten die Nahrungssuche auf landwirtschaftlichen Intensivflächen, die im Winter eine nahezu unbegrenzte Nahrungsquelle zu bieten und - bei Beibehaltung der derzeitigen Landwirtschaftspolitik - in der nahen Zukunft kein limitierender Faktor für die Bestandsentwicklung sein dürfte (Fox & Madsen, 2017).

Die Nahrungssuche auf den Flächen durch die rastenden Gänse führt nicht nur zu einer Zunahme von Konflikten zwischen Mensch und Wildtieren (Fox et al. 2017), sondern könnte auch eine Vielzahl anderer Arten betreffen (Buij et al. 2017). Die anhaltende Beweidung der Gänse hält eine sehr gleichmäßige und extrem kurze Grasnarbenhöhe im Vergleich zu anderen Weidegängern aufrecht (Buij et al. 2017). Zum Beispiel sind *Festuca*- und *Puccinellia*-Salzwiesen, die von Säugetier-Herbivoren, wie z.B. dem Feldhasen *Lepus europeaus*, bevorzugt werden, auch ein bevorzugter Lebensraum für sozial fressenden Ringelgänse *Branta bernicla*, die die Ressourcen schnell erschöpfen können und den Säugetier-Herbivoren zwingen, an weniger bevorzugte Futterstellen auszuweichen (van der Wal et al. 1998; Stahl et al. 2006). Die Gänsebeweidung hat auch das Potenzial, die Eignung des von brütenden Limikolen genutzten Lebensraums zu beeinflussen (Smart et al. 2006). Arten wie die Uferschnepfe *Limosa limosa*, der Rotschenkel *Tringa totanus* oder die Bekassine *Gallinago gallinago* bevorzugen sowohl in der Brutphase als auch während der Aufzucht der Küken höhere Vegetation (Green et al. 1990, Schekkerman & Beintema 2007). Die intensive Nahrungssuche der Gänse könnte die Vegetation auf eine so geringe Höhe reduzieren, dass sie von diesen Watvögeln während der Brutzeit weniger bevorzugt werden (Kleijn et al. 2011).

Gleichzeitig mit der Zunahme der Populationsgröße zeigten einige Gänsearten eine Verhaltensänderung. Eichhorn et al. (2006) beschreiben, dass sich in der Zeit von 1988 bis 2004 für die Weißwangengänse in den Niederlanden und in Deutschland der Zeitpunkt der Frühjahrsmigration von Anfang April bis Mitte Mai verlagert hat (vgl. Kap. 2.2). Diese Verzögerung führt zu einer größeren zeitlichen Überschneidung zwischen der Anwesenheit von Weißwangengänsen und brütenden Limikolen in Norddeutschland.

Die Zahl der Wiesenvögel geht in ganz Westeuropa zurück (Burfield et al. 2005, Donald et al. 2001, Verhulst et al. 2007, Trouwborst 2016). Der stärkste Rückgang fand zwischen 1970 und 1990 statt, aber die meisten Arten gehen immer noch weiter zurück (Newton 2004a). Ein wichtiger Grund für diesen Rückgang ist die Intensivierung der Landwirtschaft (Smith 1983, O'Brien & Smith 1992,

Vickery et al. 1997, Donald et al. 2001, Trouwborst 2016). Um diesen Verlust an geeignetem Lebensraum auszugleichen, haben viele Länder Westeuropas Schutzgebiete geschaffen, die die Wiesenvogelpopulationen stärken sollen.

Es gibt eine anhaltende Diskussion über die Möglichkeit, ob die steigenden Zahlen der Gänse zum Rückgang der Wiesenvogelpopulationen und insbesondere zum Rückgang der bodenbrütenden Wiesenlimikolen beigetragen haben, aber es gibt nur wenige empirische Studien zu diesem Thema. Vickery et al. (1997) zeigen, dass die Felder, die sowohl von überwinternden Gänsen (Dunkelbäuchige Ringelgänse und Kurzschnabelgans) als auch von Graugänsen während des Winters intensiv beweidet werden, im Vergleich zu Feldern mit geringer Weideintensität geringere und weniger variable Dichten von brütenden Watvögeln während des nächsten Sommers aufweisen. Norris et al. (1998) weisen darauf hin, dass die steigende Zahl der Gänse zu einem zunehmenden Weidedruck mit potenziell negativen Auswirkungen auf den Lebensraum für brütende Watvögel führt. Im Gegensatz dazu fanden Kleijn et al. (2011) keinen negativen Effekt der Überwinterung von größeren Blässgänsen, Weißwangengänsen und Saatgänsen auf die Watvogelpopulationen in den Niederlanden. Auch in Dänemark wurde kein Effekt von rastenden Ringel- und Weißwangengänsen auf die Wiesenvogelbestände festgestellt (Madsen et al. 2019).

Bisher konzentrierten sich die Studien auf die Wirkung von Gänsen während der Nestlegephase von Limikolen. Wie von Kleijn et al. (2011) beschrieben, gibt es jedoch drei Phasen bei den Limikolen, die durch anwachsende Zahl anwesender Gänse beeinflusst werden könnten: die Phase der Nestbildung, die Inkubationsphase und die Aufzucht der Küken. Während unserer Studie untersuchten wir die Auswirkungen der Weißwangengänsen auf die Nestbildung sowie die Auswirkungen auf das Überleben der Nester.

11.2 Methoden

11.2.1 Gebiet und Vogelarten

Die Untersuchungen wurden im Teilgebiet "Nordkehdingen" durchgeführt (vgl. Kap. 3.1.2). Das Gebiet ist zum Teil als Naturschutzgebiet ausgewiesen und liegt vollständig innerhalb des Besonderen Schutzgebiets (SPA) gemäß der EU-Vogelschutzrichtlinie (V18 "Nordkehdingen"). Das Gebiet dient neben der Sicherung des wichtigen Gänserastplatzes auch dem Schutz von brütenden Wiesenvögeln (NLWKN 2011). Die ersten Weißwangengänse kommen im September an und bleiben bis zur zweiten Maihälfte (Umland 2016). Die ersten Wiesenvögel beginnen bereits in der zweiten Märzhälfte zu brüten. Es gibt daher eine Überschneidung von fast zwei Monaten, in denen noch immer eine hohe Anzahl von Weißwangengänsen vor Ort rastet und Wiesenvögel ihre Nester bereits bebrüten. Die Untersuchung konzentriert sich dabei auf fünf Arten von Wiesenlimikolen: den Kiebitz *Vanellus vanellus*, den Rotschenkel, den Austernfischer *Haematopus ostralegus*, die Uferschnepfe und den Sandregenpfeifer *Charadrius hiaticula*.

11.2.2 Erfassung von Wiesenvogelnestern und Ermittlung von Brut- und Schlupferfolg

Für die Wiesenvögel untersuchten wir 3.420 ha (Abb. 104, orange markierte Flächen). Zur Untersuchung der Brutverbreitung von Wiesenvögeln wurden die standardisierten Gebietskartierungsmethoden von Südbeck et al. (2005) verwendet. Drei bis vier flächendeckende Gebietskartierungen wurden von Anfang April bis Ende Mai in den Jahren 2016 und 2017 durchgeführt. Die Vögel und ihr Verhalten wurden vor Ort kartiert. Auf der Grundlage dieser Karten wurde das Zentrum des Revieres digitalisiert. Die Lage des Nestes wird in einem Bereich von 50-100 m oder näher am Zentrum des Territoriums angenommen. Wenn ein brütender Altvogel oder ein Nest identifiziert werden konnte, lag die Genauigkeit des Neststandortes innerhalb von 50 m. Zur Untersuchung des Schlupferfolgs der Gelege haben wir zwei Teilflächen (grüne Farbe in Abb. 104) mit insgesamt 115

ha (59 ha Vorland, 56 ha innerhalb des Deiches) ausgewählt. Beide Gebiete befinden sich überwiegend im Besitz der öffentlichen Hand und sind extensiv genutztes, z.T. nasses Grasland. Die Flächen werden wiesenvogelgerecht bewirtschaftet. Auf diesen Flächen wurden die Brutpaare erfasst und der Schlupf- sowie nachfolgend der Bruterfolg der Wiesenvögel bestimmt (vgl. Pfützke 2019, Ludwig eig. Daten).

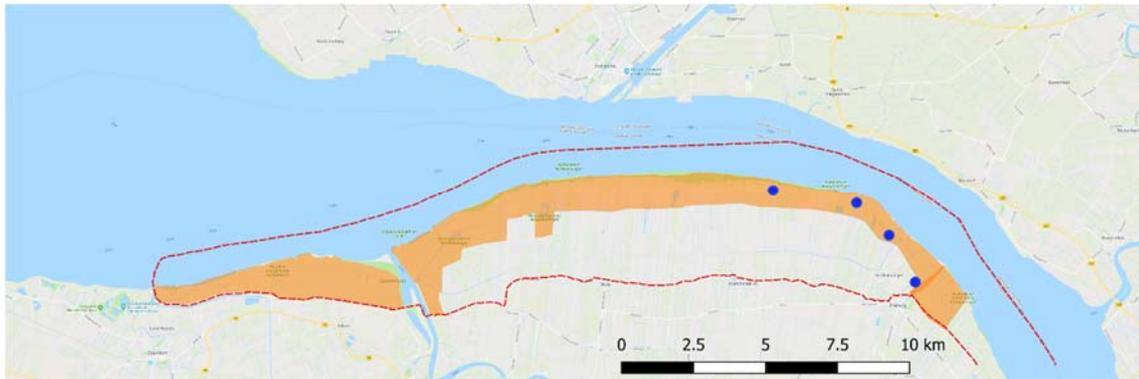


Abb. 104: Untersuchungsgebiet. Gestrichelte rote Linie = Grenze des SPA V18 "Unterelbe". Orangefarbene Gebiete = Untersuchungsgebiet für Wiesenvogelgebiete. Grünflächen = Untersuchungsgebiet zur Untersuchung des Schlüpferfolgs. Blaue-Punkte = Fangplätze für Weißwangengänse

11.2.3 Weißwangengans-Aktivität

Weißwangengänse wurden im Winter 2015/2016 und 2016/2017 an mehreren Standorten innerhalb unseres Untersuchungsgebiets gefangen (in Abb. 104, blaue Punkte). Von den 323 gefangenen Gänsen wurden 86 Altvögel mit solar-betriebenen GPS-GSM-Sendern ("MadeByTheo", Wageningen, s. Kap. 4.3) ausgestattet. Die GPS-Daten wurden zwischen dem 1. April und dem 31. Mai in den Jahren 2016, 2017 und 2018 ausgewertet und damit der Zeitraum gewählt, der einen möglichen Einfluss auf die Verteilung der Nistplätze und den Bruterfolg der Wiesenvögel haben könnte. Um dies zu gewährleisten, haben wir nur GPS-Positionen verwendet, die mit einer Geschwindigkeit von weniger als 20 km/h aufgenommen wurden.

Um die Aktivität der Weißwangengans zu analysieren, haben wir ein *dynamic Brownian Bridge Movement Model (dBBMM)* (Funktion) verwendet (*Brownian.bridge.dyn* im R-Paket *move*, Fenstergröße = 31, Rand = 13). Dieses Modell ist im Vergleich zu linearen Bewegungsmodellen besser in der Lage, mit dem relativ geringen Abtastintervall der in unserem Projekt verwendeten GPS-Tags umzugehen (Buchin et al. 2012). Dieses Modell visualisiert Tierbewegungen, die auf zufälligen Bewegungen zwischen aufeinander folgenden GPS-Positionen und der Brownschen Bewegungsvarianz basieren, die auf der Mobilität des Tieres beruht (Horne et al. 2007, Walter et al. 2011). Wir haben das dynamische Modell verwendet, weil es besser in der Lage ist, mit verhaltensheterogenen Spuren umzugehen (Kranstauber et al. 2012). Das Modell wurde zur Erstellung von Dichtekarten (*heatmaps*) mit einer Rasterzellengröße von 50x50 m verwendet, die die Verteilung der Aktivität von Weißwangengänsen zeigen.

11.2.4 Umweltfaktoren

Ein wichtiger Umweltfaktor, von dem bekannt ist, dass er sowohl die brütenden Watvögel (Vickery et al. 1997) als auch die Weideaktivität der Weißwangengänse beeinflusst, ist die Menge des Oberflächenwassers und die Oberflächenfeuchtigkeit (Milsom et al. 2002). Diese wird stark von der Landnutzung durch Landwirte und den Merkmalen des Lebensraums selbst beeinflusst. Das Untersuchungsgebiet besteht aus Ackerland und entwässerten Wiesen, die wenig Oberflächenwas-

ser und geringe Feuchtigkeit aufweisen, aber es gibt auch Felder, auf denen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen Staunässe herrscht, auf denen Oberflächenwasser und Feuchtigkeit viel höher sind. Wir haben die Felder in drei Kategorien unterteilt (0 = Trockenlegung, 1 = 10-20 Jahre Wasserabbau und 2 = 20-30 Jahre Wasserabbau). Die zweite Variable ist die Bodenoberflächenhöhe, die aus dem DGM (Digitales Geländemodell, BfG 2010) entnommen wurde, das aus dem Laserscanning im Jahr 2010 abgeleitet wurde und eine Bodenoberflächenhöhe über dem Meeresspiegel mit einer vertikalen Genauigkeit von etwa 10 cm und einer Bodenauflösung von 1m x 1m ergab. Die Höhe der Bodenoberfläche beeinflusst sowohl das Oberflächenwasser als auch den Feuchtigkeitsgehalt, was wiederum die Verteilung des Nestplatzes durch einen Watvogel beeinflusst. Das Oberflächenrelief könnte sowohl die Übersichtlichkeit der Umgebung für den brütenden Watvogel als auch die Sichtbarkeit des Nests durch Prädatoren beeinflussen, was Folgen für Nestplatzwahl haben kann. Die dritte Variable, die die Verteilung der Nistplätze beeinflussen könnte, ist die Entfernung vom Nest zum nächsten Feldrand, da Raubsäuger wie der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) lieber an den Strukturen am Feldrand nach Beute suchen (Phillips et al. 2003, St-Georges et al. 1995). Der vierte Faktor ist die Entfernung vom Nest bis zur nächsten Straße, da die menschlichen Störungen in der Nähe einer Straße höher sind (Gill 1996, Rosin et al. 2012). Wir analysierten die Auswirkung der Anwesenheit der Weißwangengänse nur auf der Grundlage der Grünlandflächen.

11.2.5 Analyse der Nestplatzverteilung und des Nestüberlebens

Um die Bedeutung der Weißwangengansaktivitäten auf die Verteilung und Überlebensraten der Limikolennester sowie die Bedeutung von Umweltfaktoren zu prüfen, wurde das AIC (korrigiert für kleine Stichproben) genutzt (Burnham & Anderson 1998). Die AICs verweisen als Maß auf das beste Modell binär logistischer Regression. Die Spitzenmodelle ($\Delta AIC < 2$) wurden mit dem *Likelihood Ratio-Test* auf uninformativ Parameter geprüft. Wenn komplexere Modelle, die uninformativ Parameter enthalten, einen nicht signifikanten Unterschied zu einem einfacheren Modell zeigten, wählten wir das einfache Modell als das beste Modell zur Erklärung der Nestplatzverteilung oder des Schlupferfolgs von Wiesenlimikolen. Um mögliche Auswirkungen der Aktivität der Weißwangengans und anderer Umweltfaktoren auf die Nestplatzverteilung der Limikolen zu finden, verglichen wir beobachtete Nistplätze aus den Jahren 2016 und 2017 mit einer gleichen Anzahl von Zufallspunkten innerhalb des Untersuchungsgebietes (Davis 2005, Manly et al. 2007). Um den prädiktiven Effekt einer Variable mit einer anderen Variable innerhalb des besten („best fit“) Modells direkt vergleichen zu können, haben wir die standardisierten Koeffizienten aller kontinuierlichen Variablen verwendet (Carey 2013).

Zur Analyse der Auswirkung von Weißwangengänsen auf den Schlupferfolg von Watvögeln verwendeten wir dieselbe Modellauswahlmethode, allerdings unter Verwendung des Schlupferfolgs als abhängige Variable. So konnten wir prüfen, ob der Nesterfolg durch die Aktivität der Weißwangengänse im Maßstab 50x50 m beeinflusst wurde. Wir analysierten auch den möglichen Einfluss von Weißwangengänsen auf den Erfolg der Limikolenbruten in kleinerem Maßstab. Für diese Methode wählten wir alle GPS-Punkte jeder markierten einzelnen Weißwangengänse aus, die sich in einem maximalen Abstand von 5 m von einem der Limikolennester (innerhalb der Grünflächen, Abb. 104) befanden, und zählten dann die Anzahl der Begegnungen für jedes einzelne Nest innerhalb der gesamten Brutzeit. Zur Analyse der Auswirkung der Anzahl der Begegnungen der Weißwangengänse auf den Nesterfolg verwendeten wir ein GLMM mit einer binären abhängigen Variablen (Überleben: Ja oder Nein) mit dem Jahr als Zufallsfaktor zur Kontrolle für wiederholte Messungen. Der Gänse-ID wird ignoriert, weil die Störung von Wiesenvögeln durch Weißwangengänse nicht durch die Verhaltensmerkmale der Weißwangengänse beeinflusst werden dürfte.

11.3 Ergebnisse

11.3.1 Aktivität der Weißwangengans

Die Aktivität der Weißwangengans wurde während der Limikolen-Nistperiode zwischen dem 1. April und dem 31. Mai 2016, 2017 und 2018 analysiert. Während dieser Nistzeiten waren 12, 42 bzw. 13 markierte Weißwangengänse anwesend. Die Verteilung der Aktivität von Weißwangengänsen, basierend auf GPS-Senderdaten einzelner Gänse, ist für das Jahr 2017 beispielhaft dargestellt (Abb. 105).

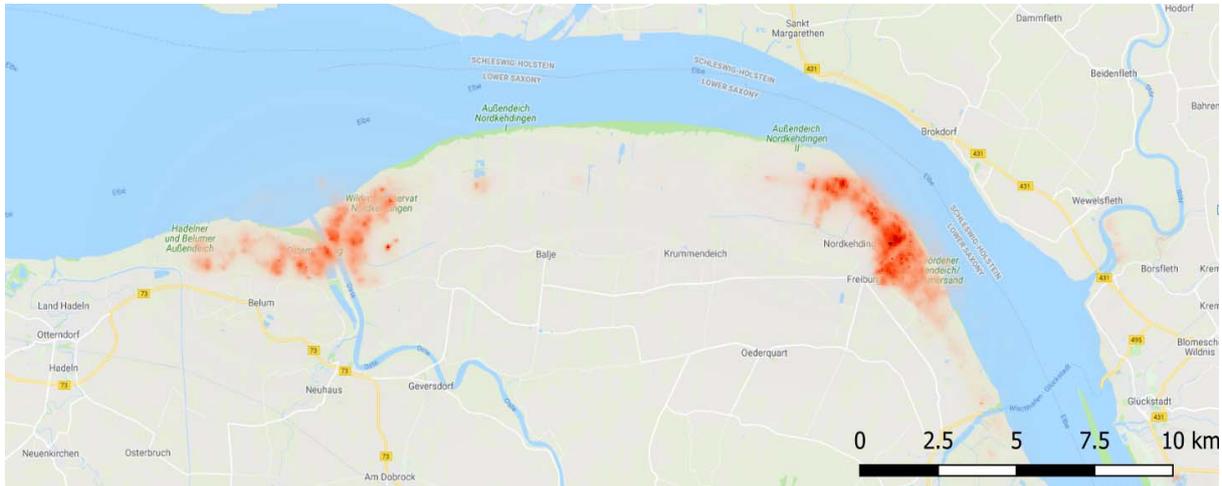


Abb. 105: Aktivität von Weißwangengänsen während der Limikolenbrutsaison (1. April bis 31. Mai) im Jahr 2017 während des Tages, basierend auf GPS-Senderdaten, mit einer Geschwindigkeit von <math><20\text{ km/h}</math> am Boden. Eine dunklere rote Farbe weist auf eine höhere Aktivität der Weißwangengänse hin. In den Jahren 2016 und 2018 war die Aktivität der Weißwangengänse aufgrund der geringeren Anzahl von Weißwangengänsen, die sich in dem Gebiet aufhielten, stärker auf den östlichen Teil des Gebiets beschränkt.

Insgesamt haben wir über zwei Jahre (2016 und 2017, siehe Abb. 106) 3.718 Limikolenrevieren kartiert, von denen 70 % ($n = 2.555$) innerhalb von Grünlandflächen lagen. In beiden Jahren dominierte der Kiebitz (2016: $n = 858$, 2017: $n = 741$), gefolgt von Rotschenkel (2016: $n = 215$, 2017: $n = 216$), Uferschnepfe (2016: $n = 137$, 2017: $n = 126$), Austernfischer (2016: $n = 103$, 2017: $n = 95$) und Sandregenpfeifer (2016: $n = 36$, 2017: $n = 28$).



Abb. 106: Territorien der Limikolen im Jahr 2017 ($n = 1772$) innerhalb des mit blauen Punkten markierten Untersuchungsgebietes. Siehe ergänzendes Material für die Nestbildverteilung im Jahr 2016.

Die Territorialverteilung des Kiebitz konnte nach AICc mit einem relativen Gewicht von 61 % am besten durch das Modell erklärt werden, das die Aktivität der Weißwangengänse, den Abstand zum Feldrand, die Höhe der Bodenoberfläche und die Staunässe einschloss (Tab. 23). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Kiebitznest vorhanden war, war bei erhöhter Aktivität der Weißwangengänse, einer höheren Bodenoberfläche und auf Feldern, auf denen Staunässe herrscht, deutlich höher (Tab. 24).

Das beste Modell zur Erklärung der Neststandortverteilung des Rotschenkels nach AICc beinhaltete die Aktivität der Weißwangengans, die Entfernung zur nächsten Straße, den Abstand zum nächsten Feldrand, die Höhe der Bodenoberfläche und das Wassermanagement (Tab. 23). Allerdings wird der Unterschied zwischen diesem Modell und dem zweitbesten Modell mit Hilfe des *Likelihood-Ratio-Tests* ($\chi^2(7) = -565,28, p = 0,102$) fanden wir keinen signifikanten Unterschied, d.h. der variable Abstand zum Feldrand hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Gebietsverteilung des gemeinsamen Rotschenkels. Daher hat das Modell, das nur die Dichte der Weißwangengänse, die Entfernung zur Straße, die Höhe und die Stauhöhe berücksichtigt, denselben Erklärungswert wie das Spitzenmodell nach AICc für die Rotschenkel-Territorialverteilung. Die Verteilung des Nistplätze der Rotschenkel wurde durch eine höhere Aktivität der Weißwangengänse positiv beeinflusst und war mit größerer Entfernung von der nächsten Straße, auf größeren Bodenflächenhöhen und mit einer längeren Periode von Staunässe wahrscheinlicher (Tab. 24).

11.3.2 Auswahl des Nistgebiets

Die Nestplatzverteilung des Austernfischers konnte am besten durch das einzige konstante Modell erklärt werden, was bedeutet, dass keine der untersuchten Umweltvariablen innerhalb unserer Studie einen signifikanten Einfluss auf die Nestplatzverteilung des Austernfischers hatte.

Tab. 23: Nestgebietsverteilungsmodelle für fünf Wiesenlimikolenarten. Die Tabelle enthält das Spitzenmodell (niedrigster AICc) und die Kandidatenmodelle mit einem AICc-Wert, der kleiner als 2 Einheiten vom AICc-Wert ist und weniger Prädiktoren als das beste Modell aufweist, sowie die Null-(Konstanten-)Modelle. Das beste Modell, das die Daten mit der niedrigsten AICc erklärt, die nur Variablen mit einem signifikanten Einfluss enthält, ist fett gedruckt. Die Anzahl der Parameter (k), das Delta AICc und die AICc-Gewichte der Modelle sind angegeben. Das vollständige Modell umfasst die Auswirkungen der Aktivität von Weißwangengänsen (BG), den Abstand zur nächsten Straße (DR), den Abstand zum nächsten Feldrand (DF), die Höhe der Bodenoberfläche (H) und die kategorische Variable Staunässe (W) auf die abhängige Variable Nest (N), die entweder 1 = beobachtete Nest oder 0 = zufälliger Punkt sein kann.

<i>Art</i>	<i>Modell</i>	<i>k</i>	<i>AICc</i>	$\Delta AICc$	<i>w</i>
<i>Kiebitz</i> (<i>n</i> = 1599)	N ~ BG - DF + H + W + (1 Jahr)	7	4147,3	0,00	0,61
	Nest ~ Konstante + (1 Jahr)	3	4436,0	288,65	0,00
<i>Rotschenkel</i> (<i>n</i> = 431)	N ~ BG - DF + DR + H + W + (1 Jahr)	8	1144,1	0,00	0,41
	N ~ BG + DR + H + W + (1 Jahr)	7	1144,7	0,64	0,30
	N ~ Konstante + (1 Jahr)	3	1199,0	54,94	0,00
<i>Austernfischer</i> (<i>n</i> = 198)	N ~ Konstante + (1 Jahr)	3	553,0	0,00	0,13
<i>Uferschnepfe</i> (<i>n</i> = 263)	N ~ BG + DR + H + W + (1 Jahr)	7	692,5	0,00	0,54
	N ~ Konstante + (1 Jahr)	3	733,2	40,68	0,00
<i>Sandregenpfeifer</i> (<i>n</i> = 64)	N ~ DF + H + W + (1 Jahr)	6	169,3	0,00	0,16
	N ~ BG + DF + H + W + (1 Jahr)	7	170,7	1,36	0,11
	N ~ H + W + (1 Jahr)	5	170,7	1,36	0,11
	Nest ~ Konstante + (1 Jahr)	3	181,5	12,21	0,00

Das beste Modell zur Erklärung der Neststandortverteilung der Uferschnepfe mit einem relativen Gewicht von 54 % beinhaltete die Aktivität der Weißwangengans, die Entfernung zur nächsten Straße, die Höhe der Bodenoberfläche und das Management der Staunässe (Tab. 23). Die Verteilung der Nistgebiete wurde durch die Aktivität der Weißwangengänse positiv beeinflusst, was bedeutet, dass die Wahrscheinlichkeit, ein Territorium in Gebieten mit höherer Aktivität der Weißwangengänse zu finden, größer ist. Daneben war die Chance, ein Territorium einer Uferschnepfe zu finden in Gebieten, die weiter von der nächsten Straße entfernt waren, höher. Auch die Wahrscheinlichkeit, ein Uferschnepfen-Territorium zu finden, war in Gebieten mit einer höheren Bodenoberfläche und in Bereichen, in denen es zu Staunässe kommt, höher (Tab. 24).

Das beste Modell zur Erklärung der Neststandortverteilung des Sandregenpfeifers mit einem Gewicht von 16 % beinhaltete die Entfernung zur nächsten Straße, die Höhe der Bodenoberfläche

und das Staumanagement (Tab. 23). Dieses Modell war jedoch nicht signifikant besser (*Likelihood-Ratio-Test*: $\chi^2(5) = -80,104, p = 0,06$) als das einfachere Modell, das nur die Höhe der Bodenoberfläche und den Wasserstau enthält, was bedeutet, dass diese beiden Variablen den höchsten Erklärungswert für die Gebietsverteilung des Sandregenpfeifers haben (Tab. 24). Das geringe relative Erklärungsgewicht unserer Modelle von 16-61 % zeigt, dass die Verteilung der Watvogelterritorien nicht vollständig durch die im Rahmen dieser Studie gewählten Variablen erklärt werden kann.

Tab. 24: Standardisierte Parameterschätzungen und Konfidenzintervalle des für jede Limikolenart gewählten Spitzenmodells. Die in der Modellauswahl enthaltenen Vorhersagen sind die Aktivität von Weißwangengänsen (BG), die Entfernung zur nächsten Straße (DR), die Entfernung zum nächsten Feldrand (DF), die Höhe der Bodenoberfläche und keine Staunässe (W0), die Staunässe für 10-20 Jahre (W1) und die Staunässe für 20-30 Jahre (W2).

Variable	Kiebitz (N = 1599)		Rotschenkel (n = 431)		Austernfischer (n = 198)		Uferschnepfe (n = 263)		Sandregenpfeifer (n = 64)	
	Schätz	2,5 % - 97,5 % C.I.	Schätz	2,5 % - 97,5 % C.I.	Schätz	2,5 % - 97,5 % C.I.	Schätz	2,5 % - 97,5 % C.I.	Schätz	2,5 % - 97,5 % C.I.
Konstante	-1,00	-1,33 bis - 0,38	-0,56	-0,94 bis - 0,15	0,00	-0,23 bis 0,23	-0,82	-1,26 bis - 0,40	-1,01	-1,91 bis - 0,22
BG	0,85	0,67 bis 1,04	0,91	0,57 bis 1,28	-	-	0,83	0,39 bis 1,34	-	-
DR	-	-	0,43	0,13 bis 0,73	-	-	0,50	0,12 bis 0,88	-	-
DF	-0,17	-0,32 bis -0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
H	0,37	0,21 bis 0,52	0,37	0,05 bis 0,70	-	-	0,60	0,14 bis 1,08	0,98	0,11 bis 2,31
W1	1,14	0,91 bis 1,37	0,66	0,26 bis 1,06	-	-	1,05	0,53 bis 1,58	1,88	0,87 bis 3,00
W2	1,39	1,17 bis 1,61	0,70	0,29 bis 1,12	-	-	1,09	0,54 bis 1,66	0,89	-0,12 bis 1,98

11.3.3 Schlupferfolg

Der Einfluss der Anwesenheit von Weißwangengänsen auf den Schlupferfolg wurde nur für den Kiebitz untersucht, da für die anderen Limikolenarten nur eine geringe Anzahl von Nestern gefunden wurde. Wir konnten den Schlupferfolg von 193 Nestern im Jahr 2016, 165 Nestern im Jahr 2017 und 137 Nestern im Jahr 2018 feststellen (Abb. 107). Keine der untersuchten Variablen hatte einen signifikanten Einfluss auf den Schlupferfolg von Kiebitz, da das Nullmodell das beste Modell zur Erklärung des Schlupferfolgs (kleinste AICc) blieb. Daneben zeigte die Anzahl der Begegnungen, bei denen eine besenderte Weißwangengans näher als 5 m an einen brütenden Kiebitz herankam, keine signifikante Auswirkung auf den Schlupferfolg (GLMM: $\beta = 0,076 \pm 0,096, z = 0,79, p = 0,43$). Es gibt jedoch einen positiven Effekt der Anzahl von Begegnungen auf das Überleben des Kiebitzes im Nest, wenn man alle Begegnungen mit einer Entfernung von weniger als 50 m berücksichtigt (GLMM: $\beta = 0,015 \pm 0,006, z = 2,42, p = 0,016$), was darauf hinweist, dass die Wahrscheinlichkeit des Überlebens des Nestes mit einer höheren Anzahl von Begegnungen näher als 50 m erhöht wird.

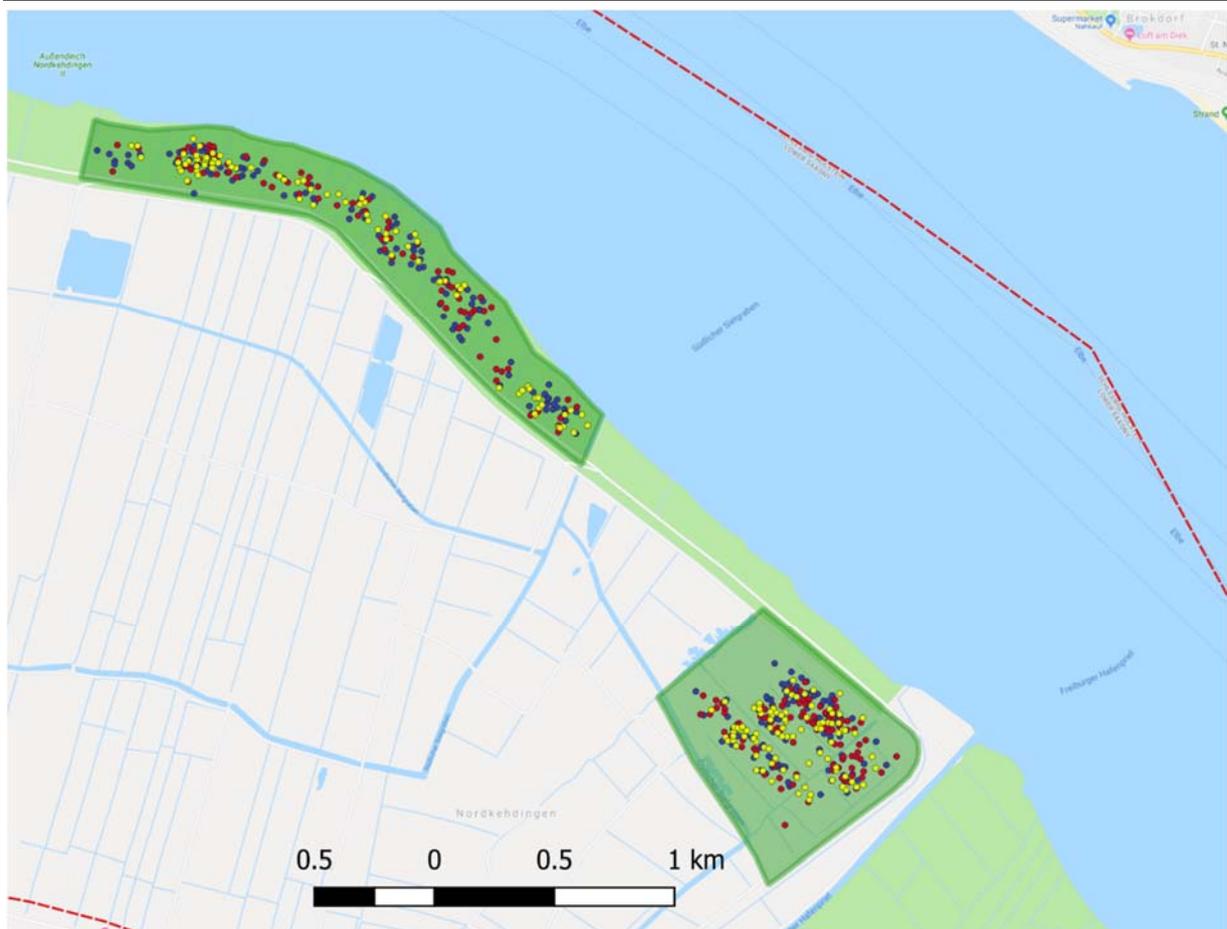


Abb. 107: Kiebitznistplätze, deren Schlupferfolg für die Jahre 2016 (blaue Punkte, n = 193), 2017 (rote Punkte, n = 165) und 2018 (gelbe Punkte, n = 137) identifiziert wurde.

11.4 Diskussion

Die Ergebnisse unsere Analyse widersprechen der These, dass hohe Dichten weidender Gänse (hier Nonnengänse) während der Brutzeit zu niedrigeren Nestdichten der Wiesenlimikolen führen. Die Nestdichten des Kiebitzes, des Rotschenkels und der Uferschnepfe, waren in Bereichen mit einer höheren Aktivität von Weißwangengänsen signifikant höher und nicht niedriger. Die Felder, auf denen es zu Staunässe kommt, hatten eine höhere Brutdichte von Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe und den Sandregenpfeifer. Außerdem führte bei diesen vier Arten ein höheres Bodenniveau zu einer höheren Dichte von Nestern innerhalb des Untersuchungsgebietes. Es wurde ebenfalls kein Beleg dafür gefunden, dass die Aktivität der Weißwangengans einen negativen Einfluss auf den Schlupferfolg der Gelege hat. Unsere Ergebnisse deuten sogar auf die Möglichkeit einer positiven Auswirkung der Anwesenheit von auf das Überleben der Kiebitzgelege hin.

11.4.1 Siedlungsdichte

Kleijn et al. (2011) fanden ebenfalls eine positive Beziehung zwischen der Graugansbeweidung und der Nestdichte von Kiebitz und Uferschnepfe. Für den Sandregenpfeifer wurde die Dichte der Weißwangengans in das zweitbeste Modell aufgenommen, das einen positiven Effekt zeigte, jedoch war dieser Effekt nicht signifikant. Die Verteilung der Nester auf der Grundlage der untersuchten Umweltvariablen war nur für den Austernfischer zufällig. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass es andere, in unserer Studie nicht berücksichtigte Umweltfaktoren gibt, die sich auf die terri-

toriale Verteilung des Austernfischers und möglicherweise auch der anderen Watvogelarten wirken. Die Wirkung der Weißwangengans auf den Austernfischer war nicht signifikant negativ. Wie von Heppleston (1972) beschrieben, besteht Nistplatzkonkurrenz zwischen dem Kiebitz und dem Austernfischer, bei der die Kiebitze meistens der Sieger sind. Daher könnte die Verteilung der Kiebitze bzw. deren Territorialverhalten die Nistplatzwahl der Austernfischer beeinflussen. Eine andere Erklärung für die unabhängige Verteilung der Nester könnte, wie von Bailey et al. (2017) beschrieben, darin bestehen, dass Austernfischer zwar empfindlich auf Überflutungen durch Extremereignisse (Springtiden) reagieren, aber keine proaktive d.h. adaptive Reaktion auf diese Ereignisse durch die Wahl für erhöhte Nistplätze zeigen. Diese Studie konzentrierte sich jedoch auf Überflutungsereignisse, die durch Einstau als Managementmaßnahme im Schutzgebiet, der maßgeblich durch Niederschläge und nicht der Tide bedingt sind. Im Rahmen unserer Studie wählten die Austernfischer Bereiche mit größeren Reliefhöhen, Bereiche mit einem erhöhten Überflutungsrisiko wurden gemieden.

Während Vickery et al. (1997) beschreiben, dass Kiebitze nasse und die Gänse trockenere Bereiche bevorzugen, waren nach dieser Studie sowohl Wiesenvögel als auch Gänse in den staunassen Bereichen sehr aktiv. Vickery et al. (1997) untersuchten, ob Gänsebeweidung während des Winters Auswirkungen auf die Watvögel im Frühjahr haben und fanden einen negativen Effekt, während unsere Studie den Effekt der Aktivität von Weißwangengänsen während der Nistperiode selbst untersucht. Neben der Möglichkeit, dass Weißwangengänse im Vergleich zu Ringel- und Kurzschnabelgänsen eventuell ein anderes Verhalten zeigen, stellt sich die Frage, ob Vickery's (1997) Ergebnisse nicht eher auf mittelbaren Effekte der Landnutzung beruhen. Staunässe gehörte zum besten Modell des Kiebitzes, des Rotschenkels, des Sandregenpfeifers und der Uferschnepfe. Milsom et al. (2002) stellten fest, dass Kiebitz und Rotschenkel dazu neigen, näher an den Gräben zu nisten, und weisen daraufhin, dass brütender Kiebitz und Rotschenkel im April und Mai durch Blänken angezogen werden könnten. Die Reliefhöhe wirkte sich positiv auf die Brutansiedlung des Kiebitzes, des Rotschenkels, der Uferschnepfe und des Sandregenpfeifers aus. Eine höhere Lage bedingt eine bessere Übersichtlichkeit der Umgebung als Schutzmechanismus für Raubtiere. Wie von van der Vliet et al. (2008) festgestellt wurde, bevorzugen Watvögel ein offenes Feld, um Prädatoren frühzeitig zu erkennen. Eine andere Erklärung ist, dass sie Felder bevorzugen, auf denen es zu Staunässe kommt, weshalb es notwendig sein könnte, höher gelegene Gebiete zu wählen, um eine Überflutung des Nestes zu vermeiden.

Eine wichtige Umweltvariable, die in unserer Studie nicht direkt berücksichtigt wurde, die aber bekanntermaßen einen Einfluss auf die Nistplatzwahl von Wiesenlimikolen hat, ist die Vegetationshöhe (Vickery et al. 2001, Devereux 2004). Die Höhe des Grases auf landwirtschaftlichen Feldern wird hauptsächlich durch Weide- oder Mähaktivitäten beeinflusst. Innerhalb unserer Untersuchungsgebiete wird die Weidedichte der Rinder jedoch sehr niedrig gehalten (<2 Rinder pro ha) und das Mähen ist auf den meisten Feldern erst nach dem Schlüpfen der Limikolen erlaubt. Alle Felder mit Staunässe werden erst nach dem Flüggewerden der Küken gemäht. Also wird die Vegetationshöhe vor dem Schlüpfen in diesen Gebieten hauptsächlich durch die Aktivität der Weißwangengänse beeinflusst. Die positive Beziehung zwischen der Dichte der nistenden Wiesenlimikolen und der Dichte der Weißwangengänse in unserer Studie ist daher wahrscheinlich auf die Beweidung durch Weißwangengänse vor und während der Limikolenbrutzeit zurückzuführen, da die Gänse die Grasnarbenhöhe auf einem für die Nutzung durch Limikolen optimalen Niveau halten können.

11.4.2 **Bruterfolg der Wiesenvögel**

Die Überlebensrate des Kiebitzgeleges wurde weder durch die Aktivität der Weißwangengänse (gemessen auf 50x50 m Rastern) noch durch die Intensität der Anwesenheit von Weißwangengän-

sen in nächster Nähe (Begegnungen näher als 5 m) beeinflusst. Unter Berücksichtigung von Anwesenheit bis zu einer Entfernung von 50 m zeigt sich sogar ein signifikant positiver Effekt. Eine mögliche Erklärung für den positiven Effekt einer höheren Anzahl von Begegnungen könnte darin bestehen, dass eine höhere Dichte von Weißwangengänsen in der Nähe des Nestes eine erhöhte Sicherheit vor Prädatoren gewährleisten könnte.

Unsere Ergebnisse zeigen eine positive Wirkung der Aktivität der Weißwangengans auf die Nistgebietsauswahl des Kiebitzes, des Rotschenkels und der Uferschnepfe. Wir fanden auch einen positiven Effekt von Begegnungen zwischen den besenderten Weißwangengänsen und den Nestern des Kiebitzes. Diese positiven Effekte könnten bedeuten, dass die Aktivität der Weißwangengans die Nistbedingungen für Watvögel entweder direkt verbessert oder, dass sowohl Weißwangengänse wie auch Watvögel dieselbe Art von Lebensraum bevorzugen. Die Ergebnisse zeigen jedoch eindeutig, dass die Anwesenheit von Weißwangengänsen keinen negativen Einfluss auf die Dichte der Nistgebiete und den Schlupferfolg der untersuchten Watvögel hatte.

C. Sommergänse

12 Ermittlung des Brutbestands der Graugans durch Befliegung der Untersuchungsgebiete Großes Meer und Dümmer sowie der Unterems im Frühjahr 2016 und Vergleich zu anderen Erfassungsmethoden

Helmut Kruckenberg

Graugänse brüten versteckt in großen Röhrichten, auf sicheren Inseln oder in strukturreichen Auwaldbereichen in der Nähe ihrer Brutgewässer. Die Kontrolle der Brutbestände wird in Niedersachsen im Rahmen der nationalen wie internationalen Monitoringaufgaben traditionell seitens der Staatlichen Vogelschutzwarte (NLWKN) und überwiegend durch die ehrenamtlichen Mitarbeiter der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) vor Ort umgesetzt. Hierzu wird zu landesweiten Erfassungen aufgerufen, die nach der Standardmethode des deutschen Brutvogelatlases (Südbeck et al. 2005) durchgeführt werden. Parallel erfassen auch die Mitglieder der Landesjägerschaft im Rahmen der Wildtiererfassung (koordiniert durch das ITAW) brutverdächtige Gänse auf Ebene der Jagdbezirke.

Die Frage des landesweiten Brutbestandes ist nicht nur international durch die Diskussionen über die Erstellung eines AEWA Managementplans für die Graugans (Powolny et al. 2018) derzeit von Interesse, sondern auch weil die Art sich nach der Wiederansiedlung in den 1980er Jahren immer mehr des ehemals angestammten Verbreitungsgebietes zurückerobert und es somit zu lokalen Konflikten kommt. Daher wurde im Rahmen des AK verabredet, den Wissenstand diesbezüglich zu aktualisieren und gleichzeitig die Vergleichbarkeit der beiden derzeit genutzten Methoden zu bewerten.

Daher wurde im Frühjahr 2016 parallel zu der vom NLWKN landesweit aufgerufenen Bestandserfassung Graugans (Kruckenberg 2019) und der regulär jährlich durchgeführten Wildtiererfassung (WTE) der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. LjN (wissenschaftlich betreut am ITAW, Klages & Strauss 2008, www.wildtiermanagement.com) eine Befliegung der Gebiete Großes Meer (Landkreis Aurich) und Dümmer (Landkreise Diepholz und Vechta) sowie der Unterems (Papenburg bis Emden) durchgeführt.

12.1 Untersuchungsgebiet

Das Große Meer und das Dümmergebiet wurden im Rahmen dieses Projektes als Untersuchungsgebiete für die Graugansstudien ausgewählt. Beide Gebiete waren Initialgebiete während der Anfangsphase der Graugansansiedlung in den 1980er Jahren (vgl. Kruckenberg 2019, 2019a bzw. Kap. 2.3).

12.2 Methoden

Hierfür wurden die Gebiete in zuvor definierten Räumen mit dem Flugzeug in Höhe von 800ft (~500m, Tab. 25: Befliegungsdaten 2016Tab. 25) mit einem Ultraleichtflugzeug Eurostar EV97 und 100 km/h abgeflogen. Dabei wurden mit einer Kamera (Nikon D800E, 36 Megapixel, Objektiv Zeiss 35mm (Distagon T*2/35mm ZF) und der Flugnavigationssoft- und Hardware der Firma TrackAir automatisch georeferenzierte Orthofotos erstellt (Tage der Befliegung sowie Anzahl der Bilder vgl. Tab. 25). Auf den Orthofotos lassen sich die Niststandorte der Graugänse im Röhricht sehr gut erkennen. Diese wurden später mit einem Geografischen Informationssystem (GIS, Esri ArcGIS

10.6©) am Computer ausgewertet. Die Methode wurde bereits in Dänemark erfolgreich angewandt (Kristiansen 1997).

Die Ergebnisse der Befliegung sollten zum Methodenvergleich mit der der landesweiten Grauganserfassung der Staatliche Vogelschutzwarte und Nds. Ornithologischen Vereinigung NOV (vgl. Südbeck et al. 2005, Kruckenberg 2019a) sowie der Wildtiererfassung WTE der LJV (Klages & Strauss 2008, www.wildtiermanagement.com) dienen. Beide ehrenamtlich durchgeführte Methoden allerdings unterscheiden sich nicht nur in der Methode, sondern auch im Raumbezug. Während die Erfassung der VSW/NOV aufgefordert wurden, die Paare punktgenau über www.ornitho.de zu melden, beziehen sich die Daten des WTE auf Revierebene (d.h. im Normalfall den Grenzen der historischen Gemarkungen).

Tab. 25: Befliegungsdaten 2016

Gebiet	Flughöhe über Grund	Flugdatum	Bilder	Auflösung
Dümmer	500 m	11.04.2016	3.968	5 cm
Ems Nordteil (1/3)	500 m	09.04.2016	5.896	5 cm
Ems Südteil (2/3)	500 m	10.04.2016	2.193	5 cm
Großes Meer Ostteil (2/3)	500 m	10.04.2016	1.498	5 cm
Großes Meer Westteil (1/3)	500 m	11.04.2016	992	5 cm
Großes Meer (Lückenschluss am Ostrand)	500 m	21.04.2016	92	5 cm
Großes Meer (nordwestlicher Teilbereich)	150 m	10.04.2019	788	3 cm

12.3 Ergebnisse

Graugänse bevorzugen zur Anlage ihrer Nester abgeschiedene und vor Fressfeinden geschützte Bereiche. In allen drei befliegenen Gebieten sind dies überwiegend Röhrichte und / oder Inseln. In diesen Bereichen lassen sich die Nester auf den Luftbildern unproblematisch auffinden und mit einer entsprechenden Bearbeitungsfunktion in einem Geografischen Informationssystem (GIS) digitalisieren und auswerten. So entstehen geografisch sehr genaue Nestkarten, die sich hinsichtlich Gebietszugehörigkeit, Habitattyp u.ä. auswerten lassen.

In Tab. 26 werden die unterschiedlichen Ergebnisse der Grauganserfassungen 2016 zusammengestellt. Wie zu erwarten, unterscheiden sich die Ergebnisse der unterschiedlichen Methoden, nicht zuletzt, weil bei einer Befliegung Nester von oben erfasst werden, bei den beiden anderen Methoden überwiegend Gänsepaare aufgrund ihres Verhaltens von den anderen anwesenden Nichtbrütern unterschieden und erhoben werden müssen. Aus diesem Grund weichen die Ergebnisse der ehrenamtlichen Erfassungsmethoden der Vogelschutzwarte wie auch der Wildtiererfassung deutlich von den Ergebnissen der Befliegung ab. In den Gebietsteilen mit ausgedehnten Röhrichten wie dem Dümmersee, dem Großen Meer und der Unterems weichen die Ergebnisse nach unten ab, im offenen Nassgrünland (Ochsenmoor) wurden allerdings 26 Nester auf dem Luftbild nicht gefunden, die vom Boden aus ermittelt werden konnten.

Tab. 26: Ergebnisse der Luftbildauswertung 2016 mit den Ergebnissen der VSW- bzw. WTE-Erfassung.

	Befliegung	NLWKN	WTE
Dümmer	558 Nester	130 + ~ 350 BP	
Dümmer Röhricht	512 Nester	~ 350 BP (49 BP)*	358 BP
Dümmer Ochsenmoor	20 Nester ²	46 BP*	
Großes Meer	457 Nester	111 BP	271 BP
Ems (Pbg. bis Emd.)	1.193 Nester	429 BP	541 BP

* Daten NERI brfl., ² nur Ochsenmoor

Betrachtet man die prozentuale Abweichung von der in der Befliegung festgestellten Nesterzahl (Tab. 27), so fällt auf, dass die ehrenamtlichen Methoden in den jeweiligen Gebieten sehr unterschiedliche Aussagen ergeben. Am Dümmer wurden 86 % der Nester auch als Brutpaare nach der NLWKN-Methode gefunden, das WTE verzeichnet trotz leicht erweiterter Gebietskulisse nur 64 %. Anders stellt sich dagegen die Situation am Großen Meer und an der Ems aus. So verzeichnete die WTE am Großen Meer 60 %, während dort durch die NLWKN-Methode nur etwa ein Viertel des Nestvorkommens erfasst wurde. An der Ems wurden durch die Erfasser des NLWKN 36 % der Nester als Brutpaare erfasst, seitens des WTE 45 %, wobei auch hier wieder die Gebietskulisse größer ist und eine Vergleichbarkeit ohnehin problematisch.

Tab. 27: Prozentuale Abweichung der Erfassungsergebnisse von der Nestzahl (mit Befliegung ermittelt)

Gebiet	NLWKN	WTE
Dümmer	86,0%	64,2%
Dümmer Röhricht	68,4%	
Dümmer Ochsenmoor	230,0%	
Großes Meer	24,2%	59,3%
Ems zw. Pbg und Emd.	36%	45,4%

Am Dümmer war es möglich, die Befliegung mit der NLWKN-Methode der Revierpaarermittlung zu vergleichen. Hier stellt sich heraus, dass im Röhrichtbereich die NLWKN-Methode 68 % des Brutbestandes erfasst, aus den Luftbildern der Befliegung aber weniger als die Hälfte der Nester im Feuchtgrünland erkannt werden konnte.

12.4 Diskussion

Die regelmäßige, systematische Erfassung der Brutbestände einheimischer Vogelarten wurde vor dem Hintergrund eines wachsenden Umweltproblembewusstseins ab den 1960er Jahren zunehmend für Artenschutz, Politik und Verwaltung interessant ("Stummer Frühling", Carson 1962). In der Folgezeit wurden verschiedenste Indikatoren entwickelt, die u.a. auf der Zahl der Brutvögel basieren (Rote-Listen, als Grundlage für Schutzmaßnahmen Sudfeldt et al. 2003, Nachhaltigkeitsindex Achtziger et al. 2004, Biodiversitätsindex). Standen zunächst die besonders seltenen Arten im Vordergrund, richtete sich das Augenmerk spätestens ab der UNO Biodiversitätskonferenz in Rio de Janeiro 1994 auch auf die häufigen Brutvögel (vgl. Mitschke et al. 2005). Vögel gelten aufgrund ihrer weiten Verbreitung und ihres Artenreichtums als besonders geeignete Indikatoren für Veränderungen (Südbeck et al. 2005) und als eine Grundlage für die Bewertung von Landschaftsräumen und Naturgebieten (Usher & Erz 1994). Diesen Anstrengungen ist i.d.R. allen gemeinsam, dass es um eine qualitative Beobachtung der Brutvogelwelt zum Ziel hat (Hustings et al. 1989). Dies bedeutet, dass für die Aussagen eines auf standardisierten Methoden basierenden Monitorings die Jahr-für-Jahr-Veränderung (Trend) von entscheidender Bedeutung ist, während die realen Zahlen zunächst nicht im Zentrum stehen (müssen). So ist es auch in diesem Fall: wird ein Brutvogelmonitoring immer in der exakt gleichen Art und Weise durchgeführt, so lassen sich insbesondere aus langen Datenreihen relevante Trends über die Entwicklung der Brutvogelbestände ableiten. Diese Vergleichsstudie zeigt zunächst, dass es deutliche Abweichungen zwischen den bisherigen Monitoringansätzen und den Ergebnissen einer Luftbildauswertung geben kann. Diese werden offenbar größer, je unübersichtlicher und abgelegener die Brutplätze der Vögel gelegen sind. Während im Offenland des NSG Ochsenmoor die ehrenamtliche Methodik sogar höhere Ergebnisse liefert, sind die Niststandorte in den weiten, unzugänglichen Röhrichten von Ems, Dümmer und Großen Meer für beide ehrenamtlichen Monitoringmodelle nur in geringem Umfang erfolgreich. Solange es allerdings die Ermittlung von Bestandstrends das Kerninteresse darstellt, ist der Erfassungsgrad i.d.R. nebensächlich, die exakte Einhaltung der Methodenstandards hingegen

grundlegend. So erfüllt das ehrenamtliche Monitoring, wenn es akkurat, regelmäßig und flächendeckend durchgeführt wird, die statistischen Anforderungen für die Erstellung von Roten Listen und die Evaluation von Schutzmaßnahmen.

In dem Augenblick, wo allerdings quantitativ belastbare Angaben benötigt werden (z.B. Ausweisung von Schutzgebieten, wenn diese auf Bestandszahlen einer Art basieren, gezielte Bestandsmanagementmaßnahmen etc.), sind möglichst exakte Bestandszahlen nötig. Auch der internationale AEWA Graugansmanagementplan (Powolny et al. 2018) nimmt reale Zahlen und weniger Trends als Basis an. Deshalb ist es notwendig, die jeweiligen Methoden auf ihr quantitatives Ergebnis hin zu analysieren und ggf. anzupassen.

Die Beteiligung von Ehrenamtlichen ("*citizen science*") im Natur- und Artenschutz ermöglicht es seit Langem, große Gebiete regelmäßig, systematisch und kostengünstig abzudecken. Dies setzt allerdings auch eine große Verbreitung des Wissens über die Methoden voraus, um eine valide Auswertung und spätere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Aktuell scheinen beide ehrenamtlichen Methoden (NWLKN nach Südbeck et al. 2005 und WTE) zumindest nicht den tatsächlichen Brutbestand zu reflektieren. Nicht zuletzt stellt die versteckte Lebensweise der Graugans während der Brutzeit hohe methodische Anforderungen an die Erfasser. Die Befliegung bietet die beste methodische Möglichkeit, die Nestzahl von Graugänsen in Feuchtgebieten zu ermitteln (Kristansen 1997). In geeigneten Gebieten lassen sich so große Areale in kurzer Zeit abdecken und Bestände erfassen (vgl. auch Seehundserfassung oder Brandganzählungen aus der Luft). Die Abweichungen der ehrenamtlichen Erfassungen von den Ergebnissen der Befliegung schwanken von Gebiet zu Gebiet, so dass auch ein hoher Zähler- und / oder Gebietseinfluss angenommen werden muss. Beide Methoden der Bodenerfassung liegen aber im Mittel nicht weit auseinander, wenn auch die Vergleichbarkeit bedingt durch unterschiedliche Gebietsabgrenzungen stark beschränkt ist.

Nachgelege nach frühem Verlust des Geleges oder Schachtelbruten bei hohen Brutdichten (Hudec & Rooth 1970) kommen bei Graugänsen in geringem Umfang vor, so dass lokal auch die Ergebnisse der Befliegung, d.h. die Zahl der Nester von der Zahl der Brutpaare abweichen kann. Auch konnte am Großen Meer (Kruckenberg 2019) gezeigt werden, dass ein hoher Anteil der Gelege nicht erfolgreich ausschlüpft. Der Anteil erfolgreicher Bruten schwankt allerdings zwischen den einzelnen Jahren (vgl. Kap.13). Oftmals werden von den Erfassern aber nur die Familiengruppen (erfolgreiche Brutvögel) erfasst (vgl. Kruckenberg 2019). Diese Erfassung wie auch die Sommerganzählung (Kowallik & Koffijberg 2018, Nipkow 2019) ist allerdings zur Ermittlung der tatsächlichen Brutpaarzahlen weniger geeignet, da Witterung, Prädation und Störungen einen erheblichen Einfluss auf den Bruterfolg und damit auf die spätere Zahl der Gänse und Jungvögel haben. Wanderungen zu zentralen Mauserplätzen können zudem das regionale Ergebnis verändern. Dieser Einfluss kann zudem lokal und regional stark untereinander abweichen. Dennoch nehmen diese Monitoringprogramme berechtigt einen hohen Stellenwert ein, da sie o.g. regionale Entwicklungen und Trends aufzeigen.

Im Hinblick auf eine konkrete Erfordernis quantitativ belastbarer Bestandszahlen (z.B. für das EMGP (www.egmp.aewa.org)) bedarf es einer grundlegenden, methodisch veränderten Konzeption. Denkbar wäre hier ein Mischkonzept aus Befliegungen der unübersichtlichen, kaum vom Boden erfassbaren Bereiche und der Verwendung bodenbasierter Methoden für kleine Gewässer und Feuchtgrünlandgebiete. Gleichzeitig sollte die vergleichende Befliegung als Methode breiter eingesetzt werden, um mehr auswertbare Vergleichsuntersuchungen aus unterschiedlichen Habitaten zu bekommen. Die Befliegung scheint im Feuchtgrünland sowie gebüschreichen Gebieten möglicherweise die Nestzahlen zu unterschätzen. Auch andere Tierarten sind aus der Luft nicht immer besser zu erfassen (Franke et al. 2012). Vor dem Hintergrund des demografischen Wandels erscheint es zudem sinnvoll, die ehrenamtlichen Kräfte zu bündeln und gemeinsame bzw. zumindest

vergleichbare Methoden zwischen WTE und des NLWKN- / DDA-Brutvogelmonitoring (nach Südbeck et al. 2005) wie auch der beiden Sommergänsezählungen nach belgischen und niederländischem Vorbild zu entwickeln, zumal die internationalen Bestrebungen zum Aufbau eines an demografischen Parametern angepassten Jagdmanagements zwingend jährliches, belastbares Zahlenmaterial erfordern würde. Eine engere Zusammenarbeit zwischen Jägern und Ornithologen kann hier in Zukunft nützlich und vorteilhaft sein. Die Abstimmung der verschiedenen ehrenamtlichen Zählungen könnte v.a. dazu dienen die ohnehin schon gut erfassten Populationstrends deutlich besser flächendeckend zu erfassen.

13 Graugänse als Brutvögel am Großen Meer

Helmut Kruckenberg, Sander Moonen, Ina Ottusch

13.1 Einleitung

Graugänse brüten heute in vielen Teilen Ostfrieslands vom Wattenmeer über das Emsästuar bis in die Moore (Kruckenberg 2019a). Nachdem die Art im späten Mittelalter ausgestorben war, wurde sie auch am Großen Meer Mitte der 1980er Jahre wieder heimisch gemacht (Bruns 1989). Das Vorkommen hat sich etabliert (vgl. Kap. 3.2.1). Allerdings ist über die Brutbiologie der Art nichts bekannt und so wurden im Rahmen dieses Projektes Basisuntersuchungen dazu durchgeführt, die die Verteilung der Nistplätze aufgrund der durchgeführten Befliegungen, den Bruterfolg auf der zentralen Brutinsel in der Hieve und die Habitatnutzung der junggeführten bzw. erfolglosen Grauganspaare zum Inhalt hatte.

13.2 Methoden

Für die brutbiologischen Untersuchungen am Großen Meer wurden verschiedene Faktoren ermittelt. So wurde das Gesamtgebiet 2012 und 2016 befliegen und die Nester aus den Fotos digitalisiert (vgl. Kristiansen & Petersen 2000, Kap. 12, Abb. 108). Nach der Brutzeit Anfang Juni wurde zudem die Hieveinsel (Schwerpunkt der Brutverteilung im Gebiet, Kruckenberg 2019) besucht, die Nester nochmals mit einem GPS-Gerät (Garmin e-trex ®) erfasst und dazu das Gelegeschicksal (geschlüpft, prädiert, verlassen) erfasst (Methode vgl. Kruckenberg 2019). Ebenfalls wurden aus den GPS-Daten der besenderten Vögel ermittelt, welches Paar erfolgreich gebrütet hatte und dies wurde vor Ort überprüft.



Abb. 108: Brutinsel in der Hieve 2012 mit markierten Nestern (Foto H. Kruckenberg Mai 2012)

Der soziale Status der jeweiligen Sendervögel wurde im Gelände erfasst. Die Senderdaten der erfolgreichen bzw. erfolglosen Paare wurden mithilfe eines GIS (ESRI ArcGis 10.6) mit Habitatinformationen der INVECOS-Erfassungen verschnitten und ein Präferenzindex (Jacobs 1974) ermittelt. Dieser gibt an, ob ein Habitat relativ zum Flächenangebot bevorzugt (Index $>0,3$ bis 1), entsprechend des Habitatflächenangebotes genutzt (Index $-0,3$ bis $0,3$) oder gemieden (Index $<-0,3$ bis -1) wurde.

Um die Raumnutzung zu verschiedenen Zeitpunkten innerhalb der Brut- und Führungszeit zu vergleichen, wurde der Untersuchungszeitraum (01.03.-31.08-2018) in drei Zeitperioden unterteilt: Inkubationszeit (Brut, *incubation period*) = 01. März.-30. April, Führungszeit (Aufzucht, *rearing period*) = 01. Mai.-02. Juli, Zeit des Flüggewerdens (*post fledging*) = 03. Juli-31. August. Diese Zeiträume wurden anhand der beobachteten Termine im Freiland abgeleitet (Tab. 28, vergl. auch Kap. 14).

Im Gesamtgebiet wurden ab Ende März die Kükenzahlen von Graugansfamilien während der wöchentlichen Erfassungen ermittelt. Hierbei wurden nur Küken unter 5-7 Tagen Alter berücksichtigt, um Doppelerfassungen zu vermeiden.

Tab. 28: Termine von Brut- und Schlupfbeginn sowie Kükenzahlen der besenderten Graugänse in den Untersuchungsgebieten im Jahr 2018

Ort	ID	Brutbeginn	Schlupfbeginn	Mittlere Kükenzahl
Dümmer	D10	20.04.2018	17.05.2018	2,0
Dümmer	D11	31.03.2018	24.04.2018	2,9
Dümmer	D12	20.04.2018	17.05.2018	3,0
Dümmer	D30	31.03.2018	28.04.2018	5,0
Dümmer	D36	31.03.2018	28.04.2018	5,9
Großes Meer	D24	23.03.2018	20.04.2018	4,8
Großes Meer	D48	03.04.2018	30.04.2018	2,9
Ems	D00	20.4.2018		-

13.3 Ergebnisse

Die räumliche Verteilung der brütenden Graugänse hat sich in den Jahren 2012 bis 2016 deutlich verändert (Abb. 109). Brütete 2012 noch der größte Teil aller Paare auf der Hieveinsel, so hat sich das Bild 2016 stark gewandelt. Zwar brüteten 2016 noch immer relativ viele Paare auf dieser Insel, doch ihre Zahl ist gesunken. Dafür stiegen die Nestzahlen in anderen Bereichen des Großen Meeres an. Die Zahl der aus der Luft erfassten Nester nahm von 225 (2012) auf 457 Nester (2019) zu, wobei die Erfassungen nicht mit gleicher Methode erfolgten. In jedem Fall wurden 2019 Röhrichte besiedelt, die 2012 noch nicht oder nur gering zur Brut genutzt wurden.

Mit verschiedenen Methoden wurde der Brutbestand der Graugänse im „Kleinen Meer“ (Hieve) seit 2012 ermittelt. 2012 wurde das Gebiet befliegen und „bemerkenswerte Eihaufen (engl. *egg dumps*)“ auf der Insel entdeckt (Kruckenberg 2019), die Ausgangspunkt der folgenden Untersuchungen waren. So wurde die Insel in den Jahren 2012, 2017 und 2019 Anfang Juni besucht und die Nester vor Ort erfasst. Gleichzeitig wurde das Schicksal der Nester anhand von Schalen, Eimembranen usw. ermittelt. Es zeigt sich ein deutlicher Rückgang der Graugansnester auf der Hieveinsel über die Jahre seit 2012 (2012 = 194, 2016 = 130, 2017 = 126, 2019 = 73 Nester). Dies ist verbunden mit Änderungen im Schlupferfolg auf der Insel. Waren noch 2012 ein Drittel der Gelege geschlüpft, sank der Anteil 2019 auf 15 % (Tab. 29). 2017 stellt insofern eine Ausnahme dar, weil in diesem Jahr die Brutsaison offenbar sehr spät begonnen und daher noch viele Gänse bei der Erfassung brütend festgestellt wurden. Parallel stieg der Anteil prädiierter Nester von 15 % in 2012 auf 62 % in 2019 deutlich an. 2012 wurde gut die Hälfte aller Nester vor dem Schlupf vom Weibchen verlassen („Nestdesertation“), dieser Anteil sinkt bis 2019 auf etwa 15 %. Unterschiedlicher Schlupferfolg zeigt sich auch bei den besenderten Graugänsen (vgl. Tab. 29).

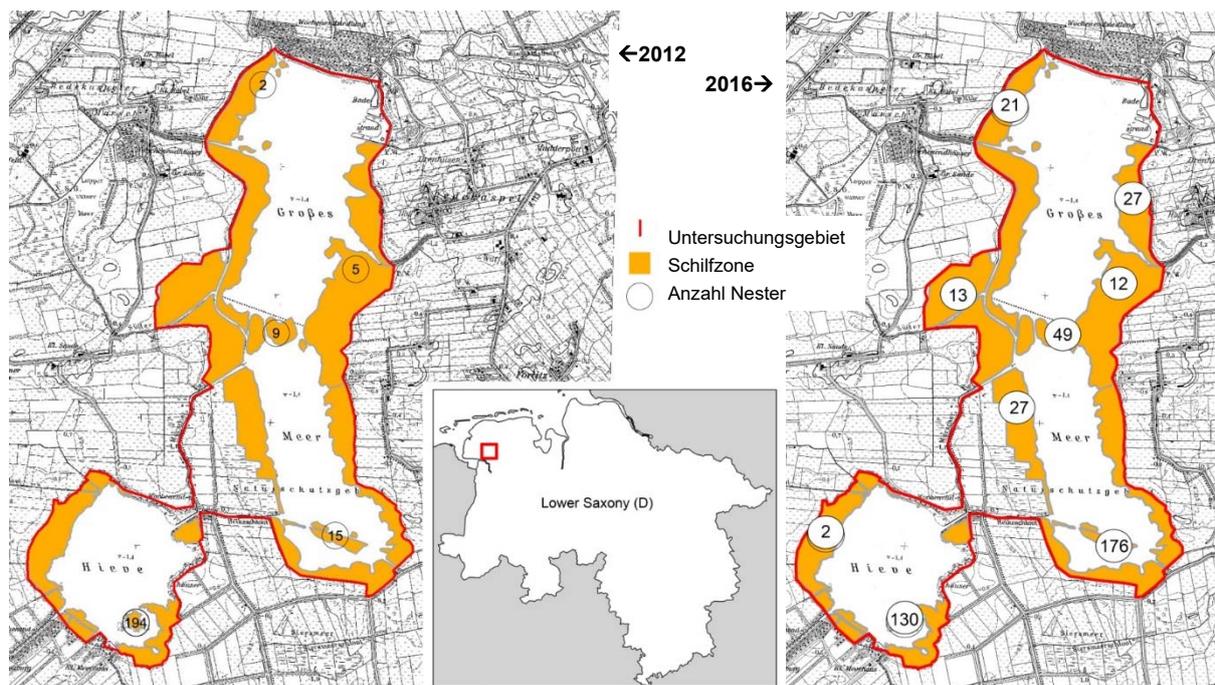


Abb. 109: Verteilung der Graugansnester 2012 und 2016 (nach Kruckenberg 2019, 2019a)

Tab. 29: Schlupferfolg auf der Brutinsel in der Hieve

	prädiert	geschlüpft	verlassen	bebrütet	unbekannt	Anzahl Nester
2012	14,9%	33,5%	51,5%	0,0%	0,0%	194
2017	25,3%	3,0%	35,4%	36,4%	0,0%	99
2019	63,2%	15,8%	14,5%	3,9%	2,6%	73

13.3.1 Habitatnutzung

Mithilfe der besenderten Vögel wurde die Habitatnutzung der erfolgreichen Brutvögel und der erfolglosen bzw. Nichtbrüter ermittelt (vgl. Ottusch 2019). (erfolgreiche Brüter Abb. 110, Fehl- und Nichtbrüter Abb. 111). Dabei wurde diese für die drei Zeiträume „Brut“, „Aufzucht“ und „flügge werden“ getrennt ermittelt.

Untersucht wurde die Habitatpräferenz von erfolgreich brütenden Gänsen (Abb. 110) und Nichtbrütern bzw. erfolglosen Brutvögeln (Abb. 111). Erfolgreiche Brutvögel bevorzugten die Seefläche sowie Röhrichte (Riede), Gewässer (Tiefs, Vorfluter), feuchtes Grünland und anthropogene Flächen (Campingplatz, Parkanlagen). Während der Jungenaufzucht waren es die gleichen Habitate, wobei der Präferenzindex einen höheren Wert für feuchtes Grünland und die angrenzenden Gewässer belegt. Waren die Jungen flügge, wurde die Seefläche wieder deutlich bevorzugt.

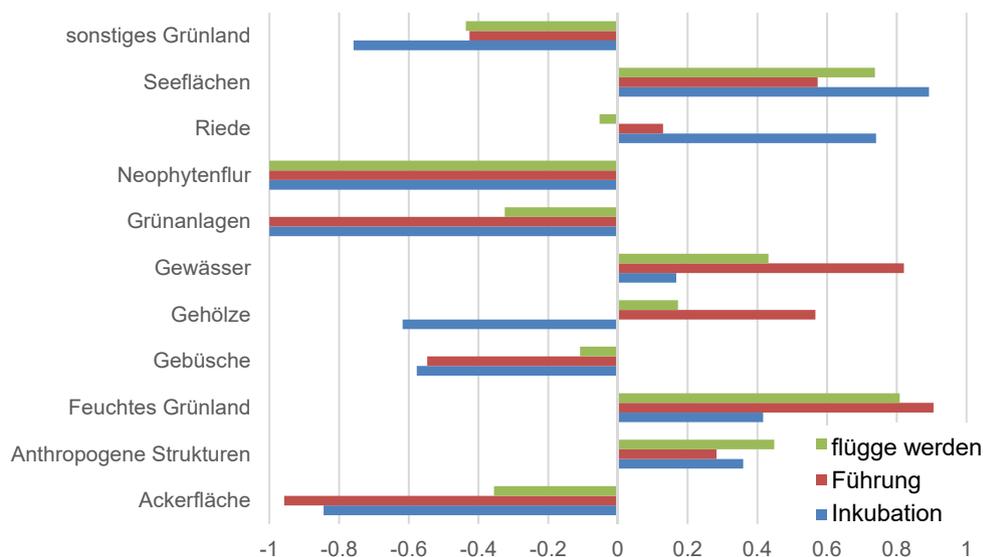


Abb. 110: Habitatpräferenzen (Jacobs' Index) erfolgreich brütender Graugänse am Großen Meer

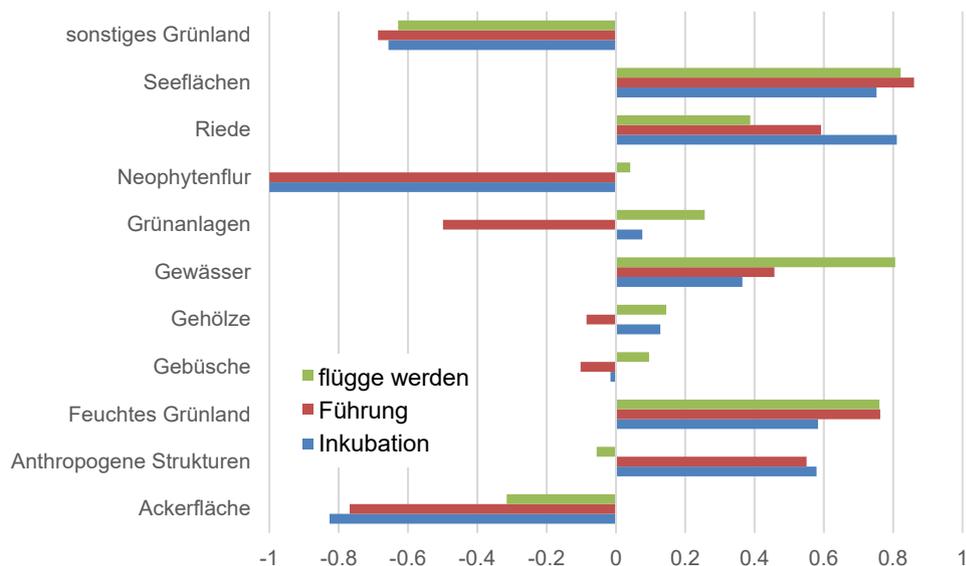


Abb. 111: Habitatpräferenzen (Jacobs' Index) besonderer Nicht- und Fehlbrüter am Großen Meer

Die Nicht- und Fehlbrüter unterscheiden sich in den Habitatpräferenzen kaum von den Brutvögeln. Auch von ihnen wurden während der Brutzeit weiche Grünlandflächen stärker bevorzugt. Herauszuheben ist, dass beide Gruppen „sonstiges Grünland“ (d.h. sowohl Brache als auch Intensivgrünland) deutlich mieden.

13.3.2 Anzahl Küken

Die Größe der Graugansfamilien schwankt in Abhängigkeit von den Jahren. Abb. 112 zeigt die Verteilung der Familiengrößen in den Jahren 2011, 2017 und 2018 aus der Ems-Dollart-Region. Deutlich wird, dass in allen Jahren Familien vom 1-3 Küken die Mehrzahl stellten, Familien mit fünf oder mehr Küken hatten nur einen geringen Anteil dar. In 2011 waren die Familien besonders klein (gut 21 % der Familien mit nur 1 Küken, 23 % mit 2 Küken.). In 2017 waren die Familien mit 2, 3, und 4 Küken die häufigsten, in 2018 eindeutig die mit 3 Küken. Die besonderen Paare scheinen also durchaus repräsentativ zu sein (Tab. 28).

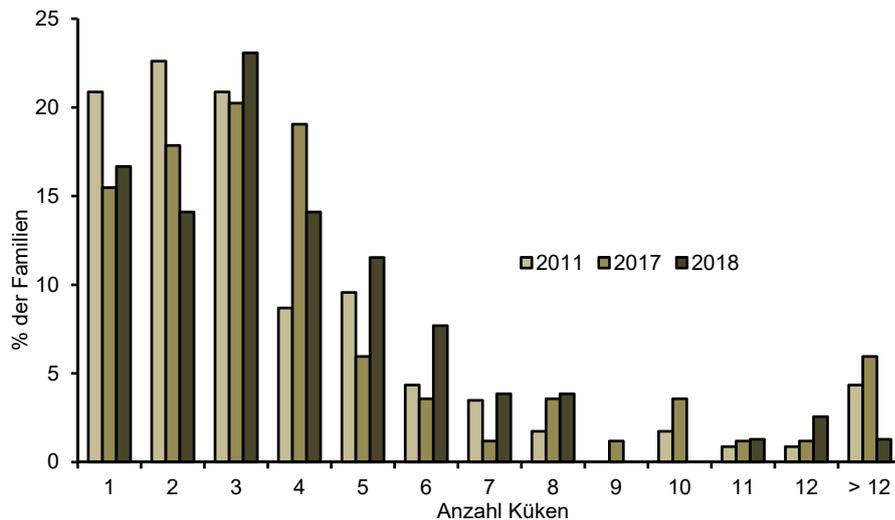


Abb. 112: Prozentuale Verteilung der Kükenzahl von Graugansfamilien (Küken pro Brutpaar) in der Ems-Dollart-Region 2011, 2017 und 2018 (H Kruckenberg, unveröff.)

13.4 Diskussion

Das Große Meer ist eines der Gebiete, in denen die Graugans Anfang der 1980er Jahre als Brutvogel wiederangesiedelt wurde (Kruckenberg 2019a). Die Art hat sich seitdem fest etabliert und brütet in diesem Gebiet in hoher Dichte. Es ist davon auszugehen, dass die Tragkapazität (d.h. das Angebot an sicheren Nistplätzen) bereits 2012 erreicht war (Kruckenberg 2019). Dafür spricht nach wie vor die hohe Zahl von aufgegebenen Nestern. Gleichzeitig hat in den 2010er Jahren die Prädation im Gebiet deutlich zugenommen (vgl. Tab. 29). Hauptursache sind hier Großmöwen (eig. Beob.), während z.B. Wildschweine, die am Dümmer in großen Teilen der Röhrichte erfolgreiche Bruten der Gänse verhindern, am Großen Meer (noch) nicht in entsprechenden Zahlen zu finden sind. Prädation dürfte auch der Hauptgrund für die abnehmenden Nestzahlen auf der Hieveinsel sein. Dies ist zunächst verwunderlich, da die Insel der sicherste Brutplatz im Gebiet ist, denn hier haben weder Fuchs noch Wildschweine Zugang. Jedoch hat sich 2014 ein Paar Seeadler am Großen Meer angesiedelt (Baum & Baum 2018) und so ist die Anlage von Nestern auf dieser offenen Insel möglicherweise weniger sicher als zuvor. Andererseits bevorzugen Graugänse für die Nestanlage Schilf, das nicht jünger als 5 Jahre sein sollte (Kristiansen 1998). Das traditionelle Riedschneiden am Großen Meer hat daher zur Folge, dass den Gänsen nicht in allen Jahren die gleichen Schilfbereiche für die Brut zur Verfügung stehen und Umsiedlungen (möglicherweise auch der Brutverzicht bei temporärem Brutplatzverlust) ggf. die Regel sind.

Die brutbiologischen Ergebnisse auf der Hieveinsel (Tab. 29) zeigen deutlich, dass es eigenständige Prozesse einer natürlichen, dichteabhängigen Bestandsregulation vor Ort. Brutaufgaben, *Egg-dumps* – also Reaktionen auf Brutplatzmangel -, hohe Gelegeaufgaben – Reaktion auf innerartlichen Stress - (vgl. Kruckenberg 2019) und hohe Prädation sind deutliche Kennzahlen, die belegen, dass der Brutbestand eine stabile Phase erreicht hat oder bald erreichen wird. Ähnliche niedrige Schlupfraten bzw. hohe Gelegeverlustraten werden auch aus anderen Gebieten berichtet, die hohe Brutbestände aufweisen (z.B. De Vejerne, Dänemark, Kristiansen 1998a). Dies zeigen auch die Sendervögel: von 18 in 2017 besenderten, adulten (zuvor erfolgreichen) Weibchen waren 2018 am Großen Meer nur zwei erfolgreich und führten Junge. Dies könnte bedeuten, dass auch von den besenderten Vögeln die meisten ihr Gelege verloren haben oder aber nicht in jedem Jahr brüten. Dies könnte unabhängig vom Bruterfolg auch durch die Habitatwahl während der Jungenaufzucht bedingt sein. Wie am Dümmer (vgl. Kap. 14) nutzen auch am Großen Meer die Gänse in der Zeit der Kükenaufzucht v.a. feuchtes Grünland in der Nähe der Vorfluter oder des Sees. Dies

ist zwar nicht genauso extensiv bewirtschaftet wie die Flächen im Ochsenmoor (Dümmer), aber auch am Großen Meer werden intensiv bewirtschafteten Flächen gemieden. Dies liegt an den Nahrungsansprüchen der Küken (Hudec & Rooth 1970) wie auch dem erhöhten Sicherheitsbedürfnis der Familien, so dass diese nicht beliebig weit von den schützenden Gewässern entfernt grasen können. Für die Altvögel ist die Jungenaufzucht eine anstrengende Zeit (Bergmann et al. 2006, Schreiber et al. 2013). Es ist daher vorstellbar, dass am Großen Meer Brutpaare aus physiologischen Gründen nicht alljährlich zur Brut schreiten.

Die relativ hohe Prädation zeigt sich auch in den Familiengrößen. Graugänse legen i.d.R. 5-8 Eier (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). Bei den Familiengrößen hingegen dominieren die mit weniger als vier Küken. Allerdings scheint es dann während der Aufzuchtzeit am Großen Meer kaum noch Kükenverluste zu geben (Ottusch 2019). Dies dürfte aber lokal sehr unterschiedlich sein und von der Präsenz der jeweils lokalen Prädatoren abhängen. Sofern sich also die Rahmenbedingungen vor Ort nicht ändern (Kruckenberg 2019a), sind dem Bestandswachstum der Graugänse sowohl am Großen Meer wie auch am Dümmer natürliche Grenzen gesetzt.

14 Habitatnutzung der Graugans am Dümmer während der Brutzeit

Ina Ottusch, Volker Blüml, Helmut Kruckenberg, Sander Moonen

14.1 Methoden

Am Dümmer wurden im Mai 2016 und 2017 insgesamt 33 Graugänse während der Mauser gefangen und mit Senderhalsbändern versehen. Bei den besenderten Individuen handelte es sich um erfolgreich brütende Altvögel, zumeist Weibchen, die zu diesem Zeitpunkt ihre Jungen führten. Im Jahr 2018 wurden die besenderten Vögel während der Brutzeit aufgesucht und ihr Brutstatus (Brüter oder Nichtbrüter) erfasst. Fünf besenderte Graugänse wurden dabei als im Jahr 2018 erfolgreich brütend identifiziert. Diese fünf Brüter sowie fünf nichtbrütenden Graugänse wurden während der Brutzeit verfolgt und ihre Raumnutzung und Habitatpräferenz ausgewertet.

Die GPS-Lokalisationen aller am Dümmer besenderten Gänse wurden im Geografischen Informationssystem (ArcGIS) mit lokalen Vegetations- und Landnutzungsinformationen verschnitten und der Einfluss von Feuchte-, Nährstoff- und Futterwertzahl auf die Habitatwahl untersucht (nach Ellenberg et al. 1992, Klapp et al 1953).

Die vorhandenen Vegetations- und Landnutzungstypen wurden in zehn Biotop-Kategorien unterteilt (s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Eine elfte Kategorie „No data“ beinhaltet alle GPS-Lokalisationen der fünf als erfolgreich brütend klassifizierten Gänse, für die keine Daten zu Vegetation oder Landnutzung vorlagen. Insgesamt wurden die GPS-Lokalisationen von 183 Tagen zwischen dem 01. März 2018 bis zum 31. August 2018 (Inkubations- & Kükenführungszeit sowie Zeitraum des Flüggegerdens) ausgewertet. Um

die Raumnutzung zu verschiedenen Zeitpunkten innerhalb der Brut- und Führungszeit zu vergleichen, wurde der Untersuchungszeitraum (01.03.-31-08-2018) in drei Zeitperioden unterteilt: Inkubationszeit (Brut, *incubation period*) = 01. März.-17. Mai, Führungszeit (Aufzucht, *rearing period*) = 18. Mai.-31. Juli, Zeit des Flüggegerdens (*post fledging*) = 01.-31- August (vergl. auch Tab. 28 Kap. 13).

Um die Habitatwahl von brütenden und nichtbrütenden Gänsen zu untersuchen, wurde der Jacobs' Index (Jacobs 1974) berechnet (s. Abb. 113). Dabei wird jeder Biotop-Kategorie ein Wert zwischen -1 (totale Vermeidung) und +1 (starke Bevorzugung) zugewiesen.

Formel zur Berechnung des Jacobs' Index (D) (Jacobs 1974)

$$D = \frac{(r - p)}{(r + p - 2rp)}$$

Wobei:

r = prozentualer Anteil der Gänse in einer bestimmten Biotop-Kategorie

p = prozentualer Anteil einer Biotop-Kategorie an der gesamten Untersuchungsfläche

Tab. 30: Biotop-Kategorien

Biotop-Kategorie	Deutsche Bezeichnung
arable fields	Ackerflächen
wet grasslands	Feuchte Wiesen / Weiden
other grasslands	Andere Wiesen / Weiden
parcs	Grünanlagen (Parks, Gärten, etc.)
scrubb	Gehölze
bushes	Gebüsche
reeds	Riede/Schilf
lake Dümmer	Seefläche (Dümmer)
small waterbodies	Kleinere Gewässer (Still- / Fließgewässer)
other / anthropogenic	Anderes / anthropogene Strukturen
No data	Keine Daten vorhanden

Für die Auswertung aller GPS-Positionen aller Sendervögel über den gesamten Jahresverlauf und Zeitraum werden fünf Zeiträume unterschieden: die Brutzeit (Inkubationszeit, Abb. 113 Brut), in der das Weibchen auf dem Nest brütet, die Jungenaufzucht sowie den anschließenden Sommer, den Herbst sowie den Winter.

Die Habitatwahl wurde zudem im Teilgebiet Ochsenmoor intensiver untersucht. Hier hielten sich die meisten besenderten Graugansfamilien auf. Die Aufenthaltsorte der Graugänse wurden mit den aus der FFH-Basiserfassung (BMS Umweltplanung 2009) vorliegenden Habitatinformationen verschritten, die eine genauere Kategorisierung als in Tabelle 30 erlauben und aus diesen weitergehende Informationen wie Feuchte-, Nährstoff- und die Futterwertzahl ermittelt (s.o.).

14.2 Ergebnisse

14.2.1 Regionale Verteilung und Habitatwahl besenderter Gänse am Dümmer

Die prozentuale regionale Verteilung der Graugänse wird in

Abb. 113 dargestellt. Hierbei werden Nicht alle der in 2016 oder 2017 erfolgreich brütenden Gänsepaare waren auch im Folgejahr erneut erfolgreich, so dass auch sogenannte Fehlbrüter mit Sender ausgestattet waren und verfolgt werden konnten. Es zeigt sich, dass die besenderten Vögel sich überwiegend am Dümmer See aufhielten. Während der Inkubationszeit von März bis in den Mai hielten sich die Gänse zum größten Teil in den Naturschutzflächen des Ochsenmoores und des Osterfeiner Moores auf. Etwa 20 % der Vögel nutzten die Seefläche mit Schwimmblatt- und Unterwasservegetation bzw. die Röhrichte dort für das Brutgeschäft. In einem Radius von 15 km um den Dümmer findet sich ein weiteres Drittel der Positionen, während sich außerhalb des Dümmerareals nur wenige Vögel aufhalten. Zur Zeit der Jungenaufzucht konzentrierten sich die besenderten Vögel erwartungsgemäß eindeutig auf den Dümmer sowie die angrenzenden Naturschutzflächen.

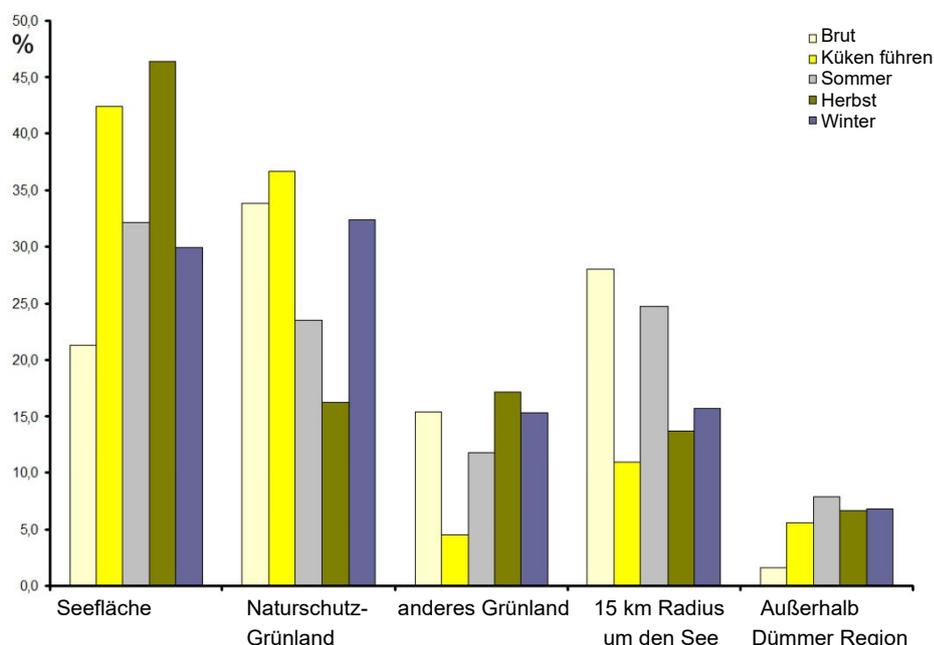


Abb. 113: prozentuale Verteilung besenderter Gänse am Dümmer See

Habitatwahl und Feuchtezahl (Grünland)

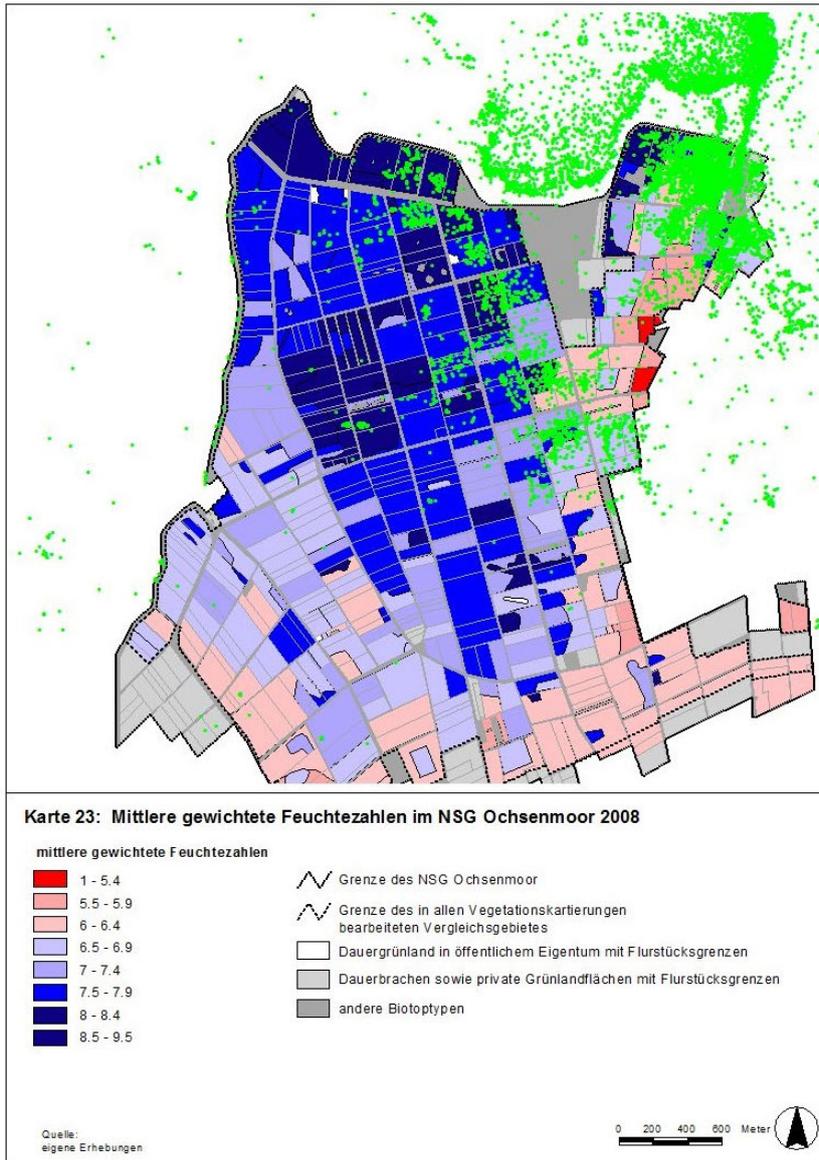


Abb. 114 zeigt die Verteilung der Sender-Lokalisierungen im Untersuchungsgebiet. Die Analyse der Nutzungsdaten im Hinblick auf die Mittlere Feuchtezahl der besenderten Graugänse zeigt Abb. 115. Es zeigt sich, dass die höchste Nutzung Flächen mit der mittleren Feuchtezahl 7,5 aufwiesen, die auch den größten Anteil im Untersuchungsgebiet einnehmen. Noch nassere Flächen (Feuchtezahl 8) wurden relativ geringer genutzt, während Flächen mit einer mittleren Feuchtezahl von 6 überproportional intensiv genutzt wurden.

Abb. 114: Verteilung der GPS-Lokalisierungen im Untersuchungsgebiet und mittlere gewichtete Feuchtezahlen

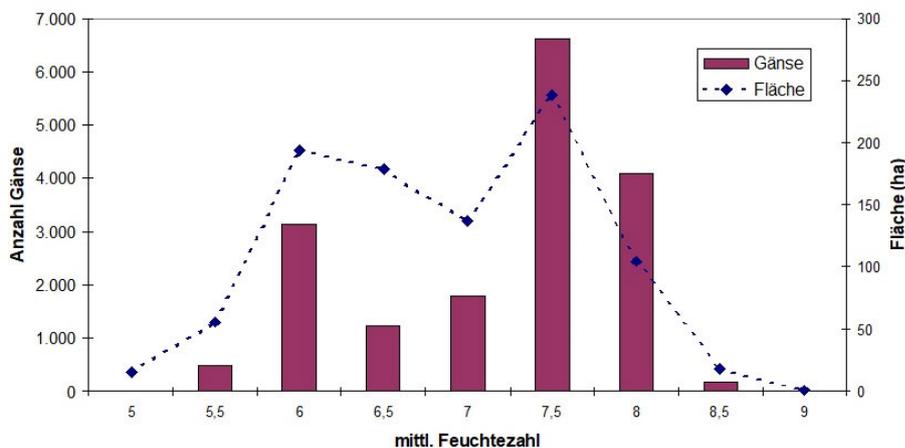


Abb. 115: Einfluss der mittleren Feuchtezahl auf Nutzungsintensität der Graugansfamilien am Dümmer

Habitatwahl und Futterwertzahl (Grünland)

In ähnlicher Weise wurden die Daten hinsichtlich der Stickstoffzahlen und der Futterwertzahlen im Gebiet analysiert. Es zeigt sich, dass Flächen mit einem geringen bis mittleren Nährstoffgehalt (mittlere Nährstoffzahl von 4,5 bis 5,5) am intensivsten von Gänsen genutzt wurden. Diese Flächen mit mittlerem Nährstoffgehalt haben den größten Anteil an der Gesamtfläche. Flächen mit einer mittleren Nährstoffzahl wurden am häufigsten genutzt, obwohl ihr Flächenanteil nur halb so groß ist wie der von Flächen mit einer mittleren Nährstoffzahl von 5,5, die weniger intensiv genutzt wurden.

Den größten Flächenanteil machen Grünlandflächen mit einer geringen Futterwertzahl aus. Diese Flächen wurden von den Gänsen am intensivsten genutzt. Flächen mit einer höheren Futterwertzahl (mittlere Futterwertzahl > 4,5) wurden dagegen überproportional geringer genutzt.

14.2.2 Habitatnutzung brütender und nichtbrütender Gänse am Dümmer See

Brütende und nichtbrütende Gänse nutzten während des gesamten Untersuchungszeitraums dieselben Biotop-Kategorien, aber in unterschiedlichen Intensitäten. Abb. 116 zeigt die Habitatnutzung am Dümmer See während der Inkubationszeit. Beide Gänsegruppen verbringen die meiste Zeit eines Tages in Ried- und verschiedenen Grünlandflächen. Der Anteil an Sender-Lokalisationen, bei denen keine Informationen zur Biotop-Kategorie vorliegen, ist etwa gleich. Einzig in der Nutzung von Ackerflächen und Gehölzen zeigen sich Unterschiede zwischen Brütern und Nichtbrütern, die aber nicht signifikant sind.

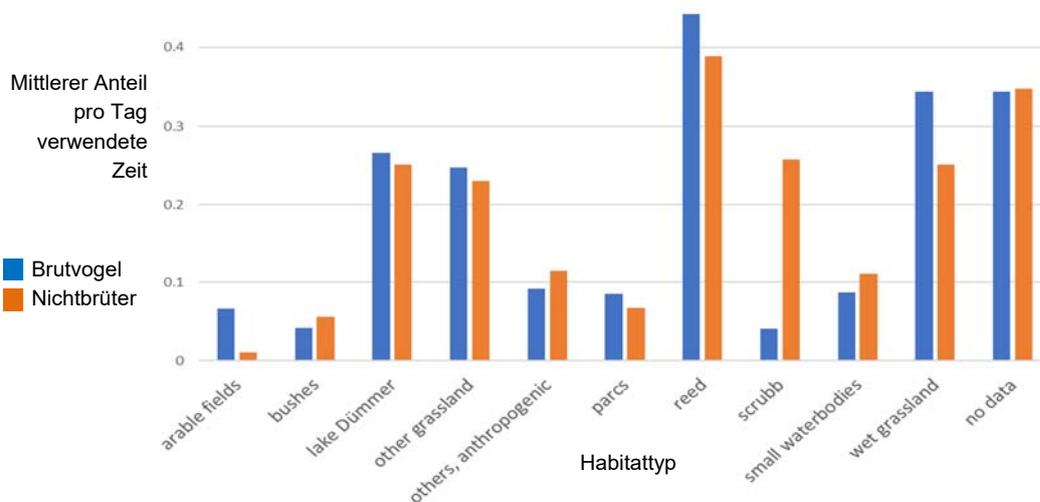


Abb. 116: Habitatnutzung von brütenden und nichtbrütenden Graugänsen in der Inkubationszeit am Dümmer

In der Führungszeit verändert sich die Habitatnutzung beider Gänsegruppen (s. Abb. 117). Nichtbrütende Gänse verbrachten überproportional viel Zeit auf dem Dümmer See oder haben die nähere Umgebung des Sees verlassen. Dieser Umstand ist kohärent mit der Zeit der Mauser. Mausernde Gänse ziehen sich dann auf die sichere Wasseroberfläche des Sees und seine unmittelbaren Nahbereiche zurück, oder sie verlassen das Dümmergebiet vor der Mauser und fliegen zu anderen Mausergebieten in Niedersachsen und darüber hinaus. Das erklärt auch den großen Anteil an Sender-Lokalisationen ohne korrespondierende Daten zur Biotop-Kategorie (s. Abb. 117, „no data“). Brütende Gänse sind dagegen durch ihre Küken an die Flächen um den Dümmer gebunden. Sie nutzen während der Führungszeit vornehmlich Grünlandflächen verschiedener Ausprägung (s. Abb. 117, „wet grassland“ und „other grassland“). Auch die Seefläche sowie kleinere

Gewässer („small waterbodies“) wie Weiher, Kanäle und Gräben wurden häufig genutzt. Sie dienen als sichere Rückzugsbereiche während der Mauserzeit bzw. während die Küken noch flugunfähig sind.

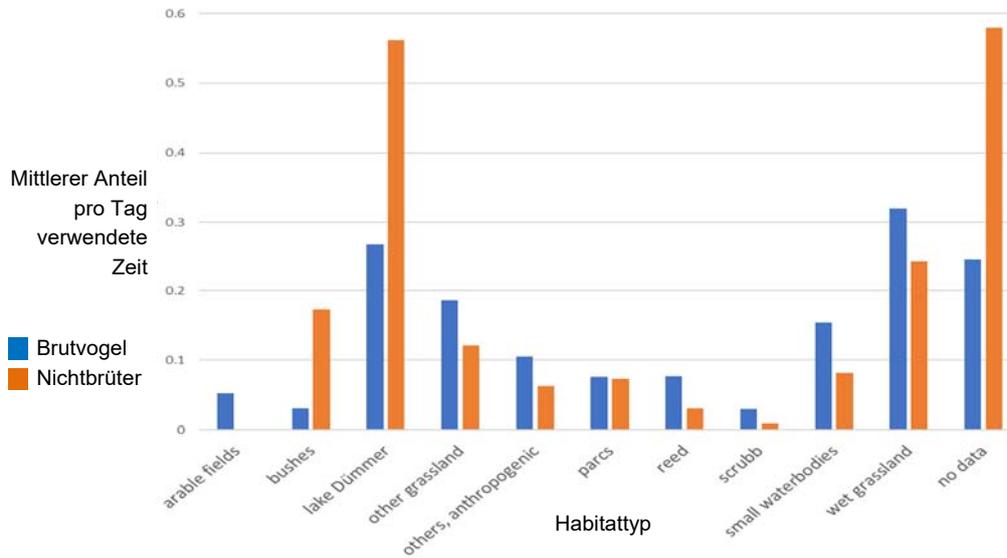


Abb. 117: Habitatnutzung von brütenden und nichtbrütenden Graugänsen in der Führungszeit am Dümmer

Nach dem Flüggewerden der Küken nutzten die Gänsefamilien eine größere Vielfalt von Biotop-Kategorien (Abb. 118). Der Aktionsradius vergrößerte sich mit der Flugfähigkeit, die Gänse verbrachten einen größeren Anteil eines Tages in Flächen ohne korrespondierende Informationen zu Vegetation oder Landnutzung (Abb. 118, „no data“). Sowohl brütende als auch nichtbrütende Gänse verbrachten überproportional viel Zeit auf dem Dümmer See. Grünlandflächen verschiedener Ausprägung wurden auch weiterhin intensiver genutzt als Ackerflächen.

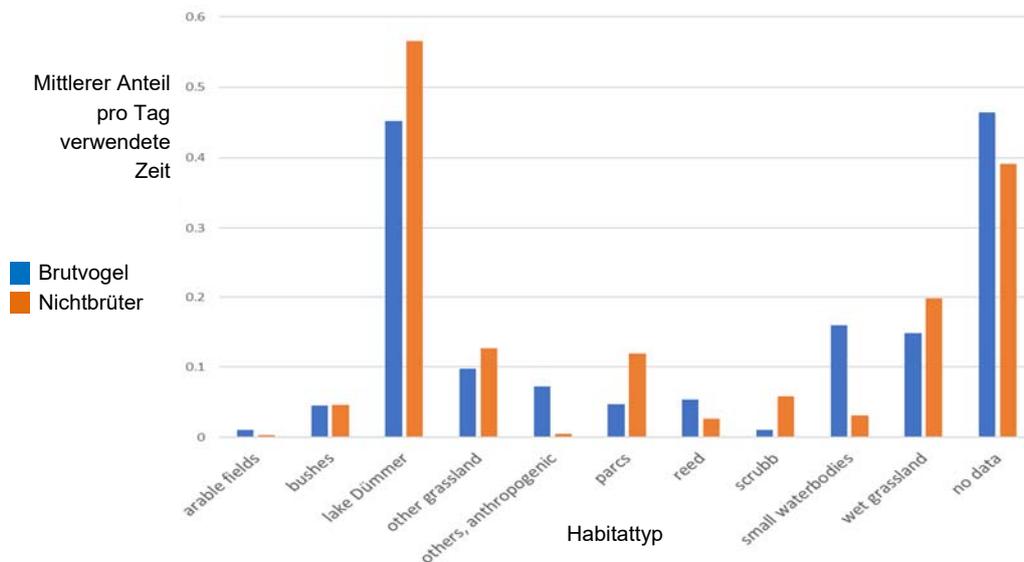


Abb. 118: Habitatnutzung von brütenden und nichtbrütenden Graugänsen in der Zeit nach dem Flüggewerden der Küken am Dümmer

14.2.3 Habitatpräferenz brütender und nichtbrütender Gänse am Dümmer See

Mithilfe des Jacobs' Index (Jacobs 1974) ist es möglich, die Habitatnutzung brütender und nichtbrütender Graugänse am Dümmer mit dem Flächenanteil der einzelnen Biotop-Kategorien zu gewichten. Abb. 119 zeigt die Habitatpräferenz (als Jacobs' Indexwert) für die untersuchten brütenden Gänse („breeders“) im Jahr 2018 am Dümmer See. Es wird deutlich, dass brütende Gänse sowie ihre Familien Ackerflächen während des gesamten Untersuchungszeitraums meiden. Riedflächen spielen während der Inkubationszeit eine wichtige Rolle, dort waren 2018 auch die Nester verortet. Bei den Grünlandflächen werden Grünanlagen wie Parks und Gärten bevorzugt, während feuchtes Grünland eine untergeordnete Rolle spielt. Bei anderen Grünlandflächen zeigt sich eine leichte Vermeidungstendenz in allen drei untersuchten Zeitperioden. Kleinere Gewässer werden in allen drei Zeitperioden bevorzugt, vermutlich als Schlafplatz und sicherer Rückzugsort in Gefahrensituationen (menschliche Störungen, Prädatoren). Nach dem Flüggewerden der Küken wird auch der Dümmer See selbst als Rückzugsort vermehrt genutzt.

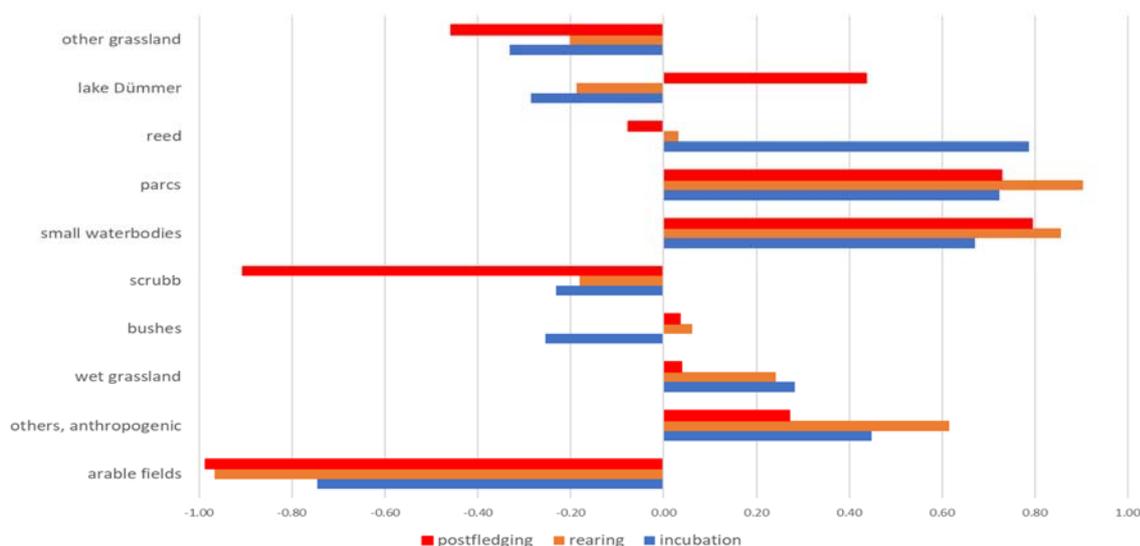


Abb. 119: Habitatpräferenz (Jacobs' Index) brütender Graugänse in drei untersuchten Zeiträumen am Dümmer

In Abb. 120 wird deutlich, dass auch nichtbrütende Gänse („nonbreeders“) während der untersuchten Zeitperioden Ackerflächen meiden. Während der Inkubations- und Führungszeit wurden Grünanlagen und kleinere Gewässer bevorzugt, ähnlich wie bei brütenden Gänsen. Für Grünlandflächen verschiedener Ausprägung zeigten Nichtbrüter mäßige Vermeidung („other grassland“) oder keine deutliche Präferenz („wet grassland“). Ausschließlich Grünanlagen wurden im gesamten Untersuchungszeitraum deutlich bevorzugt. Während Ried- und Gehölzflächen während der Inkubationszeit noch bevorzugt wurden, mieden die nichtbrütenden Gänse diese Flächen in den späteren Zeitperioden. Gebüsche spielen dagegen während der Führungszeit („rearing“, Mauserzeit für Nichtbrüter) eine größere Rolle.

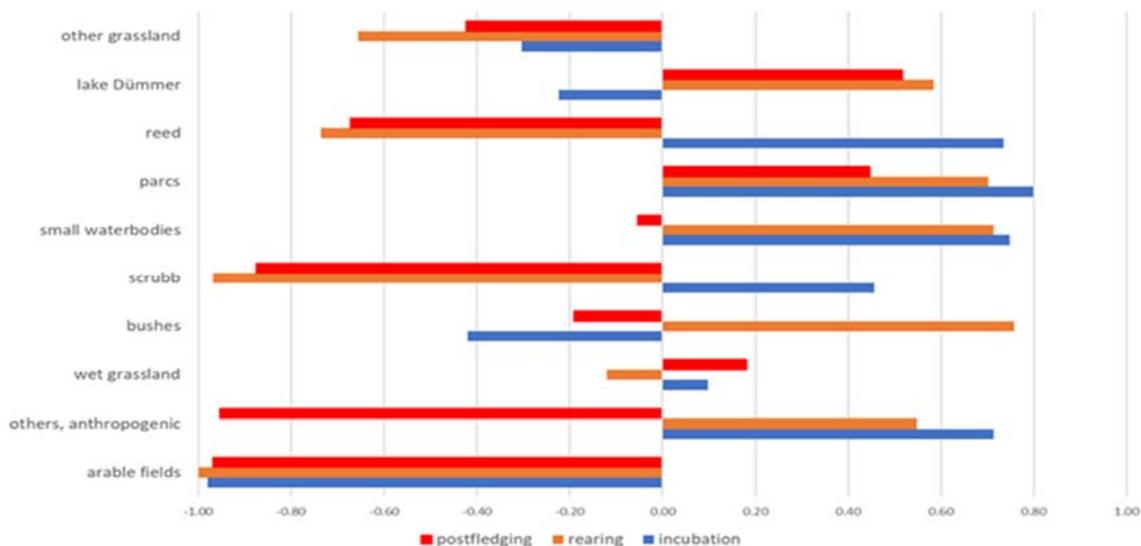


Abb. 120: Habitatpräferenz (Jacobs' Index) nichtbrütender Graugänse in drei untersuchten Zeiträumen

14.3 Diskussion

Familien und Nichtbrüter nutzten mehr oder weniger die gleichen Biotoptypen, aber in unterschiedlichen Intensitäten. Aufgrund der unterschiedlichen Mobilität haben nichtbrütende Gänse ein breiteres Spektrum an möglichen Nahrungsflächen und können auf Störungen oder Veränderungen der Nahrungsverfügbarkeit schneller und einfacher durch die Suche nach alternativen Nahrungshabitaten reagieren. Während der Mauserphase verlassen sie das Untersuchungsgebiet oft vollständig.

Während der Inkubationszeit waren die brütenden Gänse oft in den Verlandungszonen und Schilfgebieten des Sees zu finden. Dies sind die traditionellen Nistplätze im Untersuchungsgebiet. Die meiste Zeit des Tages bleibt das Weibchen (in den meisten Fällen der mit GPS-Sender versehene Brutpartner) zur Inkubation am Nest und verlässt es nur für kurze Zeit (1-2 Stunden am Tag), um in der näheren Umgebung zu fressen. Auch Nichtbrüter scheinen während der Inkubationszeit Riedflächen und Seggenriede zu bevorzugen. Gras beginnt zu sprießen, wenn die Temperatur +6°C erreicht. Wenn der Boden feucht ist, beginnt der Austrieb später (Tischler 1980). Riedgräser haben während der Inkubationszeit wahrscheinlich schon zu sprießen begonnen und liefern eine proteinreiche Nahrung mit geringem Ballaststoffgehalt, die von Gänsen bevorzugt wird (Fox et al. 2017). Grünlandflächen sind scheinbar das hauptsächliche Nahrungshabitat für Gänse während der Brut- und Führungszeit. Brütende wie nichtbrütende Gänse nutzten sie in unterschiedlicher Intensität während des gesamten Untersuchungszeitraums. Diese Ergebnisse stimmen mit Ergebnissen aus Kap. 13.3.1 überein: Die meisten Gänse wurden auf Grünlandflächen mit mittlerem bis hohem Feuchtegrad, eher geringen Nährstoffzahlen und mittlerer Futterwertzahl erfasst. Man könnte annehmen, Küken führende Brutpaare nutzen diese Grünlandflächen, weil Gebiete mit einer höheren Futterwertzahl aufgrund der Flugunfähigkeit während der Führungszeit nicht erreicht werden können. Die Ergebnisse zeigen aber, dass auch nichtbrütende Gänse gerade diese Flächen in einem ähnlichen Umfang nutzen und nicht nährstoffreichere Gebietsteile aufsuchen. Zudem werden von beiden Gänsegruppen Grünanlagen wie Parks oder Gärten bevorzugt. Gänseküken benötigen für ein gesundes Wachstum proteinreiche Nahrung in Form von kurzen, frischen Grasstängeln (Olsson et al. 2017). Parks, Gärten oder Rasenflächen im Bereich von Campingplätzen, Stränden und Hafenanlagen bieten durch häufiges Mähen eine solche proteinreiche Nahrungsquelle. Die für die Aufzucht genutzten Flächen befanden sich auch in der Nähe von Wasser-

flächen (Seeoberfläche, Weiher, Kanäle, wassergefüllte Gräben), die den Familien eine Fluchtmöglichkeit bieten im Falle von menschlicher Störung oder der Anwesenheit von Prädatoren (Ottusch 2019). Auch nichtbrütende Gänse hielten sich während der Mauserphase vermehrt auf Wasserflächen oder im unmittelbaren Nahbereich auf. Ähnliche Beobachtungen machten Fox & Kahlert (2000): Von ihnen untersuchte Mausergänse (nichtbrütend) nutzten vor allem Grünlandflächen in Ufernähe (unter 150 m) und konnten dieses Verteilungsmuster nicht mit den Mengen- oder Qualitätsunterschieden der verfügbaren Nahrungspflanzen an der Küste oder im Inland erklären. Sie stellten die Hypothese auf, dass die Notwendigkeit eines kurzen Fluchtwegs bei Störung oder Anwesenheit eines Prädators die Wahl des Nahrungshabitats beeinflusst. Dies könnte auch eine Erklärung für die Habitatnutzung der untersuchten Gänsefamilien sein.

Olsson et al. (2017) stellten auch fest, dass nichtbrütende Gänse eine Vielzahl von landwirtschaftlichen Feldern wie Karotten-, Gersten- oder Haferfeldern nutzen. In dieser Studie wurden dagegen Ackerflächen von brütenden wie nichtbrütenden Gänsen während des gesamten Untersuchungszeitraums tendenziell gemieden. Diese mangelnde Nutzung könnte durch die Verteilung der Landnutzung im Untersuchungsgebiet erklärt werden. Der überwiegende Teil des Gebietes um die Seeufer wird als Mähwiesen oder -weiden genutzt, Ackerflächen finden sich erst in größerer Entfernung zum Seeufer (z. B. Ludwig et al. 1990). Zudem war die Datenlage für Vegetation und Landnutzung auf die nähere Umgebung des Dümmers begrenzt. Es ist möglich, dass die Nichtbrüter z. B. während der Mauserphase oder in den Überwinterungsgebieten Ackerflächen zu einem größeren Anteil nutzen (z. B. Rosin et al. 2012). Diese Zeiträume konnten in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden.

15 Demografiestudie erlegter Gänse - Schwingenmonitoring

Oliver Keuling, Johanna Müsse

Unterstützt durch Helmut Kruckenberg, HH Bergmann, Carolin Gennburg, Hauke Henkel, Sander Moonen

15.1 Methoden Schwingenmonitoring

Anhand eines sogenannten Wing-Surveys (Altersbestimmung anhand der Handschwingen erlegter Graugänse) lassen sich Rückschlüsse auf die Populationsstruktur der bejagten Populationen ziehen. Nach dem Erlegen einen Flügel abzutrennen, ist für den Jäger mit verhältnismäßig wenig Arbeit verbunden und hat nur sehr geringe Verluste beim Wildbret zur Folge. Demzufolge wäre über diese Methode mit der höchsten Beteiligungsquote der einzelnen Jägerschaften Niedersachsens, beziehungsweise der Jäger selbst, zu rechnen gewesen.

Um die Altersstruktur der Graugansstrecke ermitteln zu können, wurden sämtliche Reviere in Niedersachsen um ihre Mithilfe bei einem Schwingen-Monitoring gebeten. Hierzu sollte nach Möglichkeit von jeder erlegten Graugans in den Revieren innerhalb der Jagdsaison 2016/17 die rechte Schwinge abgetrennt und dem Projekt zugeführt werden. Jeder Schwinge wurde eine Nummer zugeordnet und der Ort mit dem Erlegungsdatum auf einem beigefügten Erlegungsprotokoll notiert. Die Schwingen wurden zunächst tiefgefroren und dann zur dauerhaften Lagerung in allen Fällen bei 70°C im Trockenschrank getrocknet. Mit dieser Methode konnte bei Einhaltung aller gesundheitlichen Sicherheits- und Hygienestandards (Mundschutz, Handschuhe, Kittel etc.) auch eine etwaige Gefährdung des Personals durch aviäre Influenza ausgeschlossen werden.

Für die Altersbestimmung wurden die Federn der mittleren Armdecke sowie die gesamte Färbung jeder einzelnen Schwinge bewertet (vergl. Abb. 121). Auch wenn man alle Kriterien der Altersbestimmung anhand von Graugansschwingen miteinander kombiniert, kommt man nicht immer zu eindeutigen Altersbestimmungs-Ergebnissen, da die Grenzen fließend verlaufen. Um den Faktor der Subjektivität möglichst gering zu halten und zu wissenschaftlich verwertbaren Ergebnissen zu kommen, wurden die Altersbestimmungen in einer Kommission aus Wissenschaftlern und Experten (Prof. Dr. Hans-Heiner Bergmann, Dr. Helmut Kruckenberg, Dr. Oliver Keuling, Sander Moonen, Johanna Müsse, Carolin Gennburg, Hauke Henkel) durchgeführt. Hierbei hat jedes Kommissionsmitglied seine Einschätzung abgegeben, die dann gemeinsam diskutiert wurde. Abschließend hat die Kommission gemeinschaftlich jeweils ein Alter der jeweiligen Individuen festgelegt. Die Kommission hat sich im Frühjahr 2017 sowie im Frühjahr 2019 getroffen.

Die Altersklassen wurden wie folgt eingeteilt:

- | | |
|-----------|--|
| J | juvenil: im selben Jahr geschlüpft |
| VJ | vorjährig: im vorherigen Jahr geschlüpft, nur im Juli/August aufgrund des Mauserstatus eindeutig zuordenbar, 1 Jahr alt |
| A | adult: mindestens 16 Monate alt, hierbei können immature Nichtbrüter und tatsächliche adulte Brutvögel nicht unterschieden werden. |



Zäh oder Zart Wie alt ist die Gans??

Praxisanleitung zur Alterseinschätzung
erlegter Graugänse

Jungvogel (3 bis 9 Monate)



- Federn der mittleren Armdecken schmal weiß gesäumt und an den Spitzen abgerundet
- Federkleid insgesamt bräunlich

weitere Merkmale:

max. bis 4 Monate

- Nagel bräunlich
- Lidring weiß-gelb
- Beine grau-rosa

Bei Ungewissheit in kritischen Zwischenstadien kann die Anzahl der **Bauchflecken** als Indiz genutzt werden:

- Jungvögel weniger Flecken als Altvögel
- ♀ weniger Flecken als ♂



Altvogel (ab 1-jährig)

- Federn der mittleren Armdecken breit weiß gesäumt und an den Spitzen wie abgeschnitten
 - gerade weiße Linie bei angelegtem Flügel erkennbar
- Federkleid insgesamt dunkelgrau

- Nagel weiß
- Lidring orange-gelb
- Beine orange



<http://www.enature.qa/wp-content/uploads/2016/09/cropped-image-bird-anser-anser.jpg>, <https://naturfotografen-forum.de/fo/17442-Nachma%20die%20W/dgand%20mit%20mehr%20Platz%20link0>

Abb. 121: Entwurf einer Praxisanleitung für Jäger zur Alterseinschätzung erlegter Graugänse. Aus der Bachelorarbeit von Johanna Müsse (Müsse 2017)

Da nicht zu allen Jahreszeiten die vorjährigen Vögel erkannt werden können, werden diese für abschließende Betrachtungen mit den Adultvögeln in einer Gruppe zusammengefasst. Insgesamt können also die Altersklassen nur in juvenil und älter eingeteilt werden

Die im Rahmen der Kommission zustande gekommenen Ergebnisse wurden tabellarisch in Excel gespeichert und die katalogisierten Probedaten um die Spalte „Alter“ ergänzt. Auf der Grundlage dieses Kataloges beruhen sämtliche Auswertungen. Grundlegende Zusammenhänge konnten in Excel ausgewertet und in einfachen Diagrammen veranschaulicht werden. Darauf aufbauend wurde mit diesen Daten ein GLM im Statistikprogramm R errechnet (R Core Team 2016).

15.2 Ergebnisse Schwingenmonitoring: Demografiestudie erlegter Graugänse

Die Erlegungsdaten entsprechen weitestgehend der Jagdzeit vom 01. August bis zum 15. Januar (NMELV 2014) (vergleiche Abb. 123 und Abb. 126). Abweichend davon wurden auch Schwingen von im Juli, Februar und März erlegten Gänsen geliefert, da in vereinzelt Revieren oder Landkreisen Sondergenehmigungen zur Jagd außerhalb der gesetzlichen Jagdzeit erteilt wurden. Dies geschieht vor allem zur Schadensabwehr in Gebieten mit besonders vielen Graugänsen oder bei erhöhtem Konfliktpotential durch starke landwirtschaftliche Nutzung großer Flächen oder Ähnliches. Diese Schwingen werden in den Analysen zusätzlich gesondert betrachtet.

Über den Appell an die Jäger in Niedersachsen zur Mithilfe in diesem Projekt, sind insgesamt genau 1.000 Schwingen von Graugänsen zusammengekommen. Weiterhin wurden Schwingen von 56 Kanadagänse, 8 Nilgänse und 3 Blässgänse eingesandt. Von den Graugansschwingen stammen 14 % aus dem Jagdjahr 2016/17, 19 % aus 2017/18 und 57 % aus 2018/19. Die Schwingen stammten zu je etwa einem Drittel aus den Regionen Ostfriesland, Südwest (Dümmer) und Südost. Lediglich 2,5 % der Schwingen stammten aus Nord (Abb. 122).

Die 1000 eingesandten Schwingen machen ca. 1,9 % der gesamten in diesem Zeitraum in Niedersachsen erlegten Graugänse aus. Hierbei ist außerdem anzumerken, dass 90 % der Schwingen von drei Personen aus verschiedenen Revieren geliefert wurden.

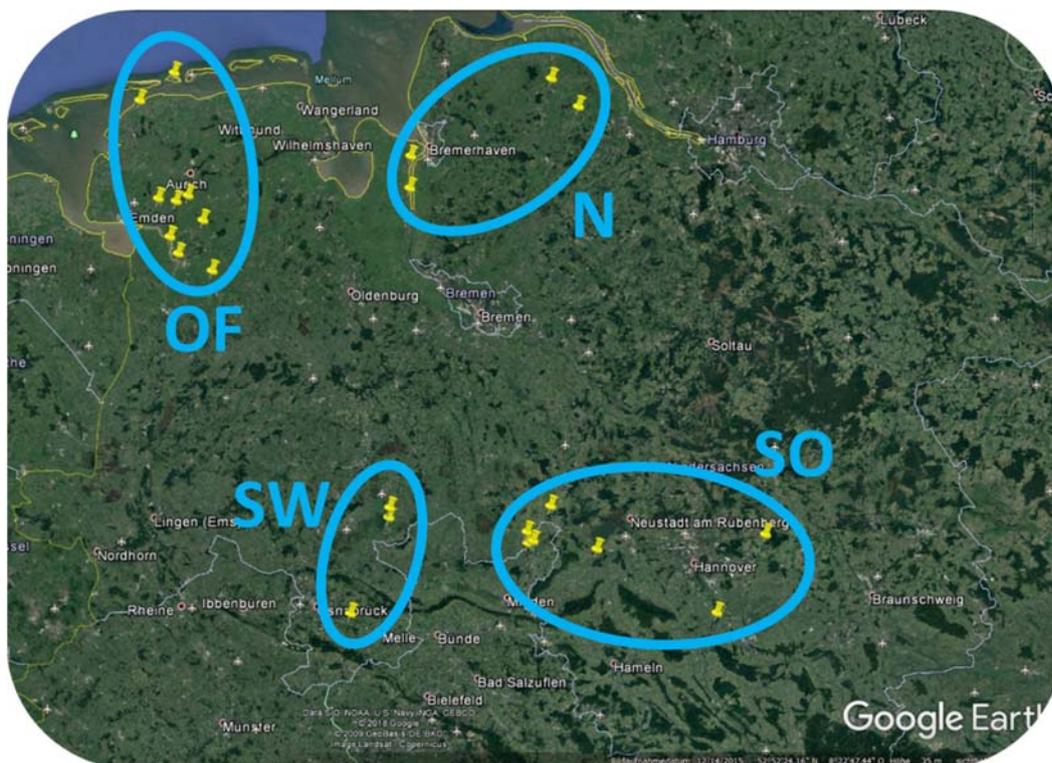


Abb. 122: Lage der Reviere, aus denen Schwingen geliefert wurden sowie Einteilung in Großräume. OF = Ostfriesland, N = Nord, SW = Südwest, SO = Südost

Insgesamt wurden 51 % Altvögel, 17 % Vorjährige und 32 % Jungvögel erlegt. 62 % wurden auf der Jagd mit dem Lockbild (Gänseliege, Tarnschirm), 36 % auf dem Gänsestrich erlegt, bei 2 % der Schwingen wurde keine Jagdart angegeben.

Die Bejagung mit dem Lockbild, insbesondere mit der Gänseliege findet vor allem zu Beginn der Jagdzeit im August auf den Feldern statt (Abb. 123). Die Jagd auf dem Gänsestrich, wie in unserem Fall in den Regionen Ostfriesland und Nord zu beobachten (Abb. 123), findet vorzugsweise in den Monaten Oktober bis Dezember statt. Aufgrund dieser Daten ist eine besondere Störung der überwinternden Gänse in der besonders empfindlichen Zeit im Frühjahr, wenn die Wintergäste Energie für Frühjahrszug und anschließender Brut sammeln müssen, nicht zu erwarten.

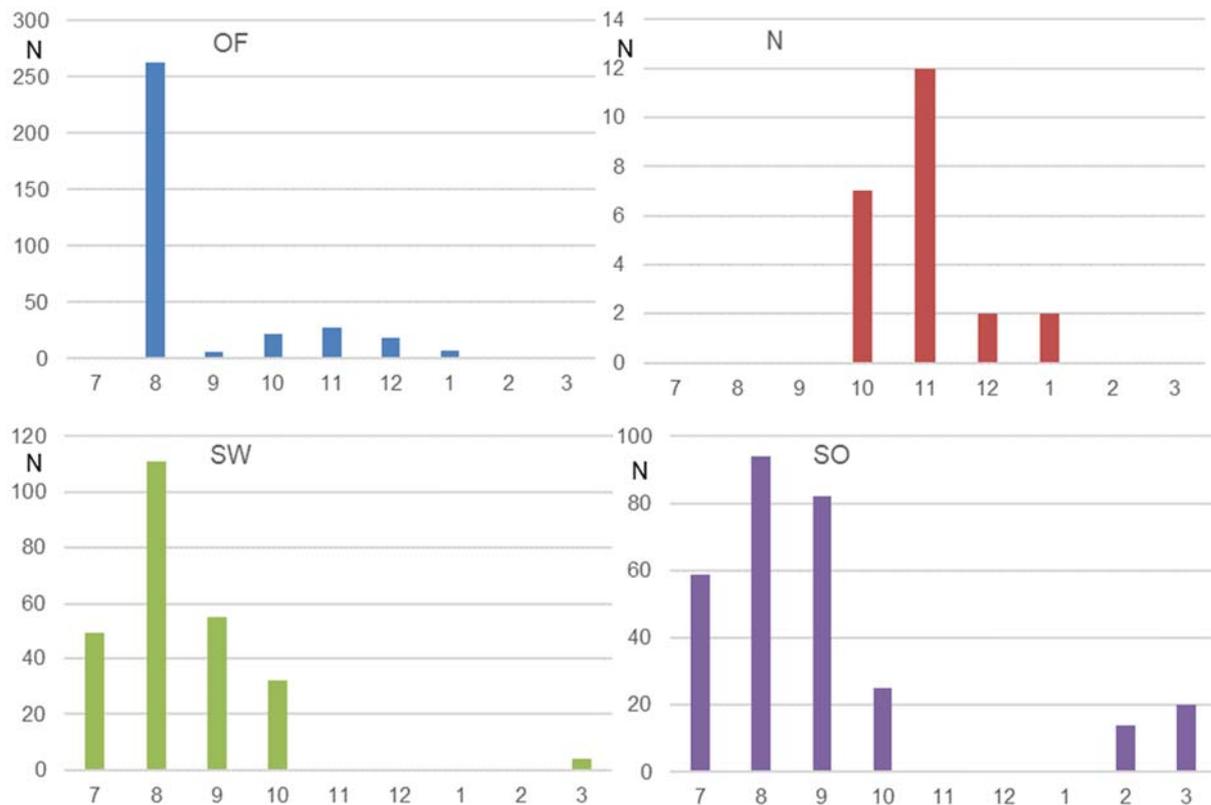


Abb. 123: Anzahl (N) der eingesandten Schwingen pro Monat in den verschiedenen Regionen OF = Ostfriesland, N = Nord, SW = Südwest, SO = Südost

Der insgesamt hohe Anteil an älteren Gänsen an der Jagdstrecke ergibt sich aus der deutlich höheren Anzahl an Schwingen aus dem Jagdjahr 2018/19. In 2018 war der Bruterfolg der Graugänse deutlich geringer als in den Vorjahren. Somit wurden bei ähnlich hoher Jagdstrecke insgesamt im Verhältnis weniger Jungvögel und somit deutlich mehr subadulte und adulte Vögel erlegt (vergleiche Abb. 124). Im Jahr 2017 konnten keine vorjährigen Vögel erkannt werden, da keine Schwingen aus den Monaten Juli/August geliefert wurden.

Eindeutige Unterschiede der Altersklassenzusammensetzungen zwischen den Regionen, sind aufgrund der unterschiedlichen Anzahlen (Abb. 123) und dort verwendeten Bejagungsmethoden (vergl. Abb. 127) nicht zu erkennen (Abb. 125).

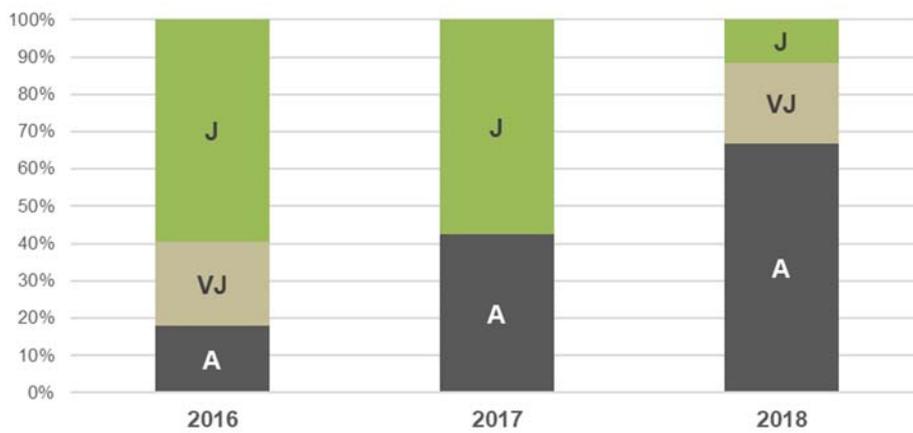


Abb. 124: Anteile der Altersklassen an den erlegten Graugänsen in den drei Beobachtungsjahren. A = adult, VJ = Vorjahr, J = juvenil

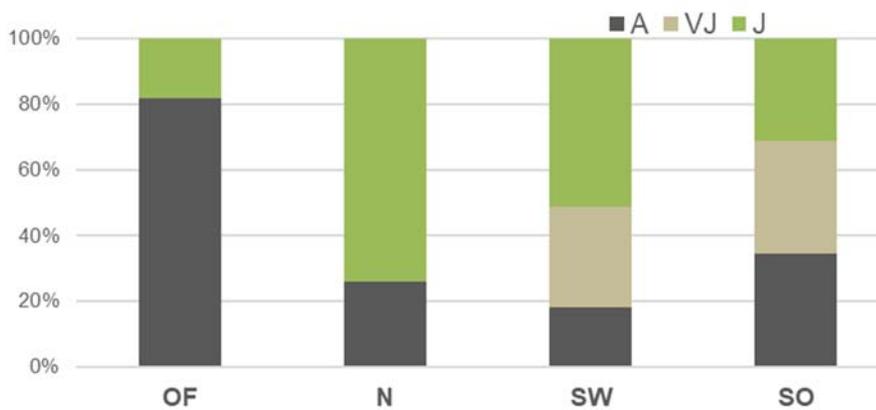


Abb. 125: Altersklassenverteilung der Graugänse in den Jagdstrecken der einzelnen Regionen. OF = Ostfriesland, N = Nord, SW = Südwest, SO = Südost; A = adult, VJ = Vorjahr, J = juvenil

Der Anteil adulter (inkl. subadulter) Graugänse an der Jagdstrecke sinkt im Verlauf der Jagdsaison immer weiter ab (Abb. 126).

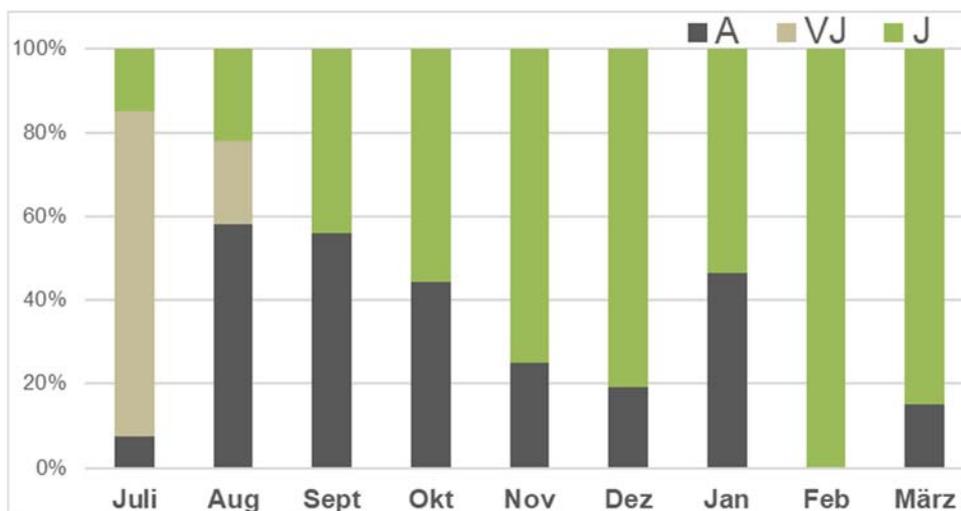


Abb. 126: Verteilung der Altersklassen erlegter Graugänse pro Monat in Niedersachsen, A = adult, VJ = Vorjahr, J = juvenil. Bei den juvenilen Vögeln im März handelt es sich ausschließlich um vorjährige Vögel, es sind keine frisch geschlüpften Küken dabei.

Die hohen Anteile an Gänsen, die mit der Lockjagd und z.T. Gänseliege bzw. Tarnschirm bejagt wurden, ist darin begründet, dass hier einzelne engagierte Jäger besonders intensiv gejagt haben und dann auch Schwingen eingesandt haben (Abb. 127). Der tatsächliche Anteil dieser Jagdart an der gesamten Jagdstrecke in den einzelnen Regionen oder gar in Niedersachsen kann daraus nicht hergeleitet werden. Es ist ein deutlich geringerer Anteil zu vermuten (vergl. Abb. 42 Kap. 5.3.1). In Ostfriesland waren acht Personen an der Lieferung von 100 Gänsen beteiligt, eine weitere Person hat ca. 300 Schwingen geliefert. Zwar können die Stückzahlen der einzelnen Reviere, die mit dem Lockbild jagen deutlich höher ausfallen, sie machen allerdings nur einen kleinen Prozentsatz der gesamten Bejagung in Niedersachsen -ca. 18.000 erlegte Graugänse jährlich (Gräber et al. 2019)- aus. In den von uns untersuchten gänsereichen Regionen (Ostfriesland und Dümmer) haben insgesamt lediglich 55 % der Reviere eine Graugansstrecke gemeldet (vergl. Kap. 5.3.3).

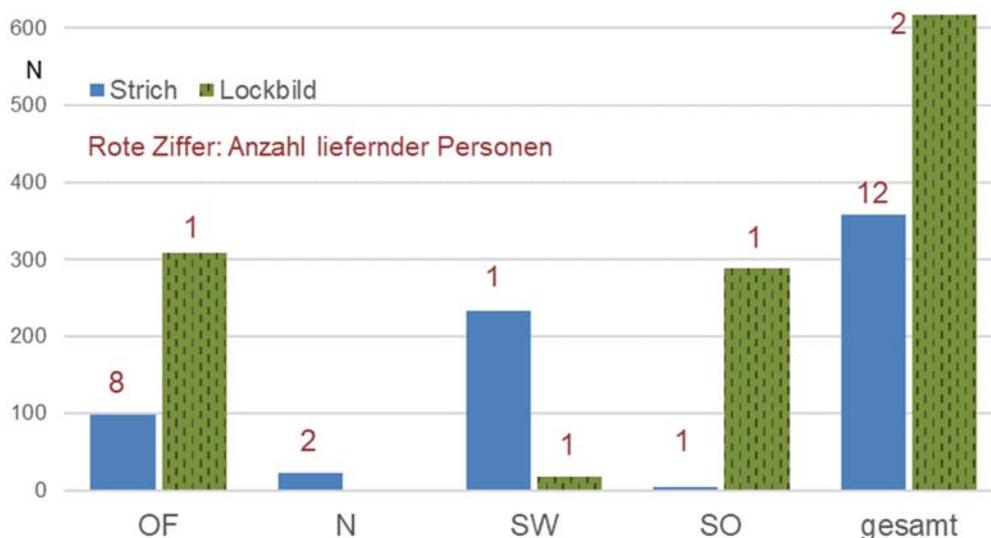


Abb. 127: Anteile der Jagdarten an der Strecke in den einzelnen Regionen OF = Ostfriesland, N = Nord, SW = Südwest, SO = Südost. Die Roten Zahlen über den Säulen geben an, von wie viel verschiedenen Personen die Schwingen geliefert wurden



Abb. 128: Altersklassenverteilung nach Jagdarten, oben links gesamt und in den einzelnen Jagdjahren, A = adult, VJ = Vorjahr, J = juvenil

Zunächst erscheint es so, als ob mit der Jagd am Lockbild deutlich mehr Altvögel oder zumindest einjährige Vögel als Jungvögel erlegt werden (Abb. 128). Diese Bild lässt sich jedoch bei Betrachtung der einzelnen Jahre so eindeutig nicht bestätigen. Das Verhältnis der Altersklassen ist insbesondere im JJ 2018/19 sehr stark beeinflusst.

Insgesamt zeigte sich ein Einfluss der Jagdarten und des Jahres auf die Altersstruktur der Jagdstrecke, aber nur tendenziell durch den Erlegungsmonat oder die Region (GLM, intercept $p > 0,001$, $df = 894$).

15.3 Diskussion Schwingenmonitoring: Demografiestudie erlegter Graugänse

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Jagd auf Graugänse in der Fläche v.a. in der Mitte der Jagdzeit stattzufinden scheint, einzelne Reviere bejagen allerdings intensiv mit Lockbild in der frühen Jagdzeit.

Die Altersstruktur der Jagdstrecke wird beeinflusst durch das Jahr (Reproduktionserfolg) und die Jagdmethode, tendenziell auch durch auch den Zeitpunkt (Monat) und scheinbar teilweise durch regionale Gegebenheiten. Hierbei ist zu bemerken, dass diese Faktoren sich auch alle gegenseitig beeinflussen können. Um diese Faktoren genauer voneinander abgrenzen zu können, müsste ein langfristiges Schwingenmonitoring, wie es in Großbritannien und Dänemark für sämtliches Wasserwild betrieben wird (Clausen et al. 2013, Guillemain et al. 2013, Ellis & Warrender 2019, Warrender et al. 2019), erfolgen. Außerdem sollten der Anteil der verschiedenen Jagdarten (z.B. durch Umfragen in der WTE) und der Bruterfolg systematisch erfasst werden.

Wie schon die langfristigen Schwingenmonitorings aus Großbritannien und Dänemark zeigen (Clausen et al. 2013, Guillemain et al. 2013, Ellis & Warrender 2019, Warrender et al. 2019), kann es hilfreiches Mittel bei einem Management sein. Jedoch müssten Stichprobenzahl und Verteilung verbessert werden.

Mooij (2005) fordert, dass jährlich, professionell organisierte Schulungen der Jäger stattfinden sollten, dieses kann im großräumigen Kontext der Zugwege durchaus erforderlich sein.

Die Jagd am Lockbild mit Tarnschirm oder noch besser mit der „Gänseliege“ kann sehr effizient sein und hohe Streckenzahlen bringen, die zumindest lokal beim Schadensmanagement hilfreich sein könnten. Mit dieser Jagdart lässt sich gezielter und sauberer jagen, auch die Einhaltung einer guten Schussdisziplin ist einfacher. Das bedeutet, dass erst nach sorgfältigem Ansprechen und somit auch nur auf geringe Distanzen geschossen werden darf. Hierdurch werden einerseits die Trefferquote erhöht und somit Krankschießen (die sog. „*cripple losses*“ -also verletzte Vögel die trotz Nachsuche nicht gefunden werden) reduziert und andererseits Schonzeitvergehen durch Fehlabschüsse verringert (Linderoth 2007, vergl. auch Noer et al. 2007, Christensen et al. 2017, Clausen et al. 2017). Hierbei könnte zumindest im Ansatz der Anteil bestimmter Altersklassen durch gezielte Bejagung ggf. zu bestimmten Zeiträumen erhöht werden. Aufgrund des relativ hohen Aufwandes an Material und Zeit für den einzelnen Jagdeinsatz (relativ gesehen auf die Jagdstrecke ist der Aufwand gering) wird diese Jagdmethode bisher noch recht wenig betrieben (vergl. Kap. 5.3.1. Abb. 39).

16 Ortsbewegungen, Mauserzug und Brutbiologie von Graugänsen in Niedersachsen

Helmut Kruckenberg, Sander Moonen, Oliver Keuling & Berend Voslamber

16.1 Einleitung

Graugänse brüten geografisch in einem breiten Gürtel von Großbritannien bis nach Asien. In Europa gibt es traditionell zwei große Zugwege, die ursprünglich durch verschiedene Unterarten bedingt waren (westliche und östliche Graugans, Rutschke 1997). Die östlichen Graugänse zogen vom Baltikum und Polen über den Balkan und Italien bis nach Nordafrika, während die westliche Unterart von Skandinavien an Nord- und Atlantikküste bis nach Südspanien zogen (Hudec 1984, Rutschke 1997). Die mitteleuropäischen Graugänse zeigen im Winter offenbar kein oder ein nur kleinräumiges Zugverhalten (Bacon et al. 2019).

Die Graugans war noch zu Beginn in den 1950er Jahren in Niedersachsen und Westdeutschland weitgehend ausgestorben. In Mecklenburg und Brandenburg hingegen hatten einige Vorkommen überlebt. Ab den 1960er Jahren begannen Gänsefreunde und interessierte Jäger die Graugans durch Aussetzungsprogramme wieder vielerorts heimisch zu machen. In Niedersachsen begann dies zunächst am Dümmer sowie in Braunschweig-Riddagshausen. Insbesondere die Dümmerpopulation wurde im Rahmen von Umsiedlungen zur "Gründerpopulation" des heutigen niedersächsischen Bestandes (ausführliche Übersicht in Kruckenberg 2019a). Parallel gibt es zumindest Anzeichen, dass sich die Art bereits damals an einigen Stellen freiwillig angesiedelt hatte (z.B. Rettig 1975, Bruns 1989), wobei dies allzu oft nur wenig belegt ist. Sicherlich kommen auch nachfolgend weitere Ansiedlungsmaßnahmen durch Vögel aus Haltungen hinzu, die nicht direkt auf die Dümmerpopulation zurückzuführen sind (etwa die Population in der Jader Marsch). Insgesamt ist der Prozess der Wiederansiedlung in Niedersachsen aus heutiger Sicht nur rudimentär dokumentiert und schwer zu rekonstruieren. So ist bis heute wenig über das Zugverhalten der niedersächsischen Grauganspopulationen bekannt. Ziel war es daher, mit Hilfe der Besenderung und Farbmarkierung derartige Bewegungsmuster zu untersuchen. Da gerade die Farbmarkierungsstudien längerfristige Untersuchungsprogramme darstellen, soll hier ein kurzer Zwischenbericht vorgestellt werden, der sich mit der Frage des winterlichen Wanderverhaltens, aber auch mit dem sommerlichen Mauserzug der Graugänse beschäftigt.

Graugänse mausern wie alle Anatiden einmal im Jahr synchron ihre Schwungfedern und sind während dieser Zeit flugunfähig. Dies fällt zeitlich i.d.R. mit der Jungenaufzucht zusammen. Adulte Vögel ohne Jungvögel allerdings ziehen oftmals zu zentralen Mauserplätzen, wo sie sich zu größeren Trupps versammeln. Während des Projektes wurden jungeführende adulte, überwiegend weibliche Graugänse besendert, um im Folgejahr Aufschluss über die Brutbiologie in den Untersuchungsräumen zu gewinnen. Nicht alle Vögel schritten tatsächlich im nachfolgenden Frühjahr erneut zur Brut, teilweise weil sie den Partner verloren hatten, teilweise sind die Gründe auch unbekannt. Nichtbrüter oder erfolglose Paare verlassen i.d.R. die Brutgebiete und suchen besonders geeignete, störungsarme und ernährungsphysiologisch günstige Gebiete auf, um dort die Schwungfedern zu wechseln. Über den Mauserzug der Graugänse ist bisher überhaupt nichts bekannt und so wurden die GPS-Daten und Ablesungen der Graugänse analysiert, u.a. um diese Mauserplätze zu identifizieren.

16.2 Methoden

Zur Analyse des Zugverhaltens der Graugänse in Niedersachsen wurden die GPS-Daten der Sendervögel ebenso ausgewertet wie die Beobachtungen farbmarkierter Gänse (vgl. Kap. 4). Diese Daten wurden mit dem Geografischen Informationssystem GIS (ESRI ArcGis 10.6. bzw. ArcView

3.3) ausgewertet. Für spezielle Fragen des Zugverhaltens wurden die Daten mit der Erweiterung ("Whitefronted Goose für ArcView 3.3") von J. Jenness (2002) analysiert, die aus den geografischen Beobachtungspunkten der Individuen segmentierte Zugstrecken ermitteln und die Länge der Zugrouten berechnet.

Mit dem Programmpaket "R Statistics" wurden zur Ermittlung der Mauserplätze die Senderdaten auf bestimmte Kriterien analysiert. Eine Mauser wurden dabei als lokaler Aufenthalt von mindestens 21 Tagen in nicht mehr als 900m Verteilung im Zeitraum 15.5.-30.6. definiert. Leider verfügten nicht alle Graugänsesender während des Sommerhalbjahres über die Daten aus dem ACC-Chip, so dass nicht für eine Periode ohne Flugaktivität selektiert werden konnte.

16.3 Ergebnisse

16.3.1 Regionale Bewegungen und Mauserzug

Die Ergebnisse dieser Analyse der GPS-Daten der besenderten Graugänse zeigt Abb. 129. Während die Graugänse vom Großen Meer vor Ort (erfolgreiche Brüter und Vögel, die die Brut erst nach Beginn der Mauser verloren hatten) sowie in den Naturschutzkögen Schleswig-Holsteins (Nichtbrüter, Vögel ohne Bruterfolg vor der Mauser) mauserten, finden sich die Mauserplätze der Vögel vom Dümmer überwiegend im weiteren Umfeld des vormaligen Brutplatzes (Dümmer direkt, Diepholzer Moore und Mittelweser) sowie einzelne Vögel in der niederländischen Veenkolonie und dem für Graugänse bedeutsamen Oostvaarderplassen in Flevoland. Die beiden besenderten Vögel aus der Leineae bei Barnten mauserten vor Ort, während die Sendergänse von der Unterems die Mauserzeit vor Ort bzw. im Oostvaarderplassen verbrachten.

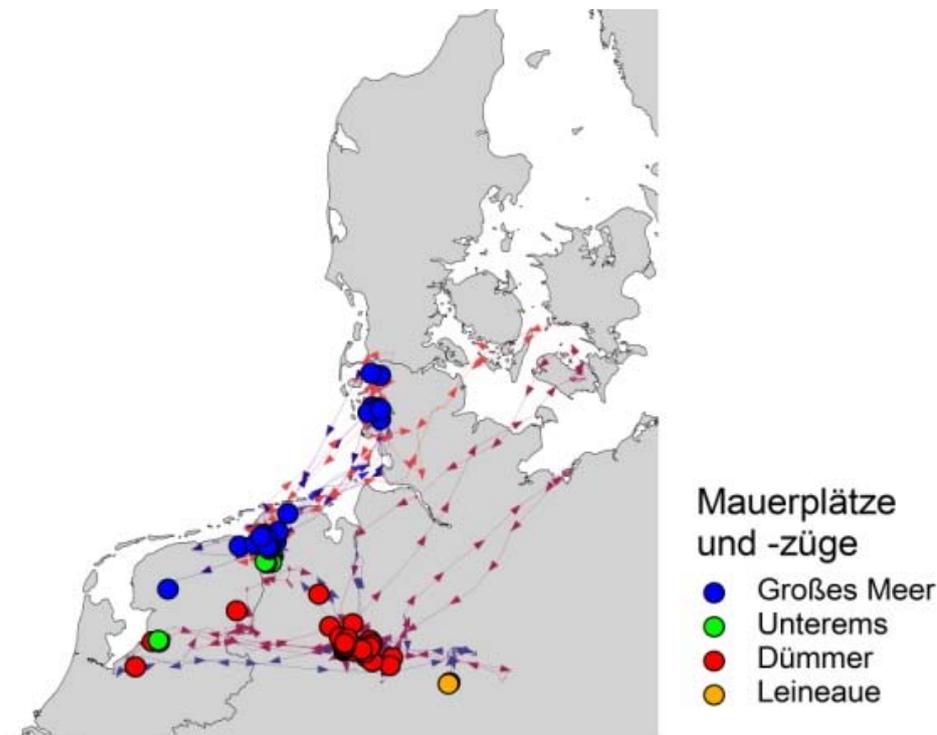


Abb. 129: Mauserplätze und Mauserszug niedersächsischer Graugänse, ermittelt anhand von GPS Sendern

Neben den Zügen zu den Mauserplätzen zeigen viele Individuen aus beiden Parteien z.T. weite Wanderungen vor Beginn oder nach Abschluss der Mauser. In zwei Fällen führten diese Wanderungen die Vögel dabei in die dänische Ostsee bzw. einmal in die Wismarbucht. Ein weiterer Vogel vom Dümmer unternahm eine Wanderung bis in den Braunschweiger Raum (Abb. 129 und Abb.

130). Diese findet sogar in einigen Fällen mit den frisch flüggen Jungvögeln statt, ist damit also nicht unbedingt an die Mauser abseits des Brutplatzes gebunden.

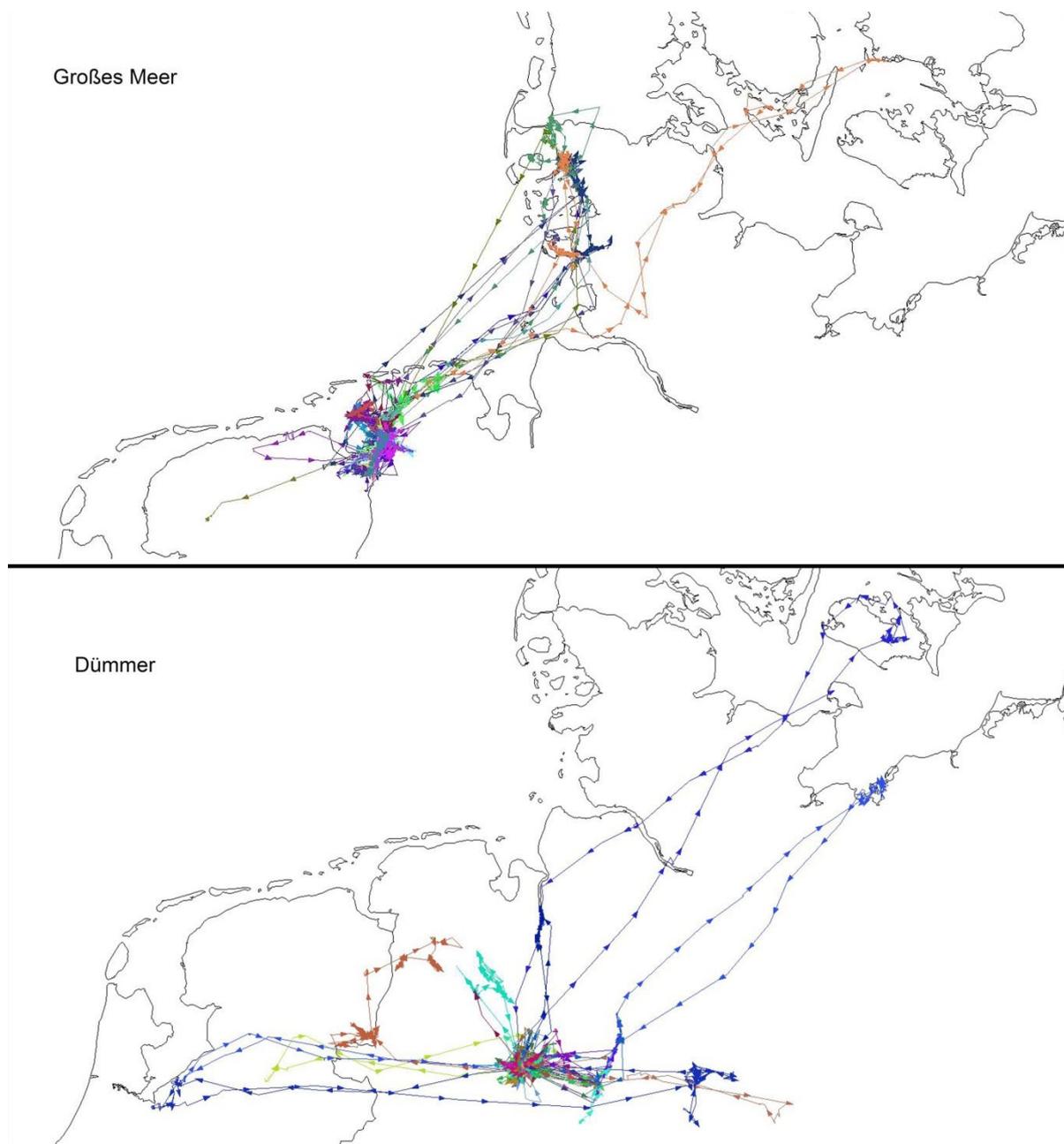


Abb. 130: Großräumige Bewegungen besonderer Graugänse vom Großen Meer (oben) und Dümmer (unten) vor und nach der Mauser (1.Mai-1.Oktober)

Im Median legten die Dümmergänse im Sommerhalbjahr 882 km zurück, die Gänse vom Großen Meer nur 402 km (Abb. 131). Während sich die maximal zurückgelegte Strecke kaum unterschied (Tab. 31), differieren die Quartile ebenfalls um rund 200 km. Die Unterschiede zwischen den beiden Gruppen sind signifikant (*Wilcoxon-Mann-Whitney* $p = 0,002$). Allerdings ist die Stichprobe recht klein, insbesondere der weitwandernden Vögel, was möglicherweise eine Konsequenz des Auswahlverfahrens der besonderen Individuen ist (s.o.). Zu den Mauserplätzen legen die Graugänse vom Großen Meer tatsächlich weitere Strecken zurück, da die Graugänse vom Dümmer zumeist vor Ort, an der Weser oder in den benachbarten Niederlanden mauserten und erst nach der Mauser weitere Wanderungen unternahmen.

Distances to moulting or post-moulting site - 2016-2019

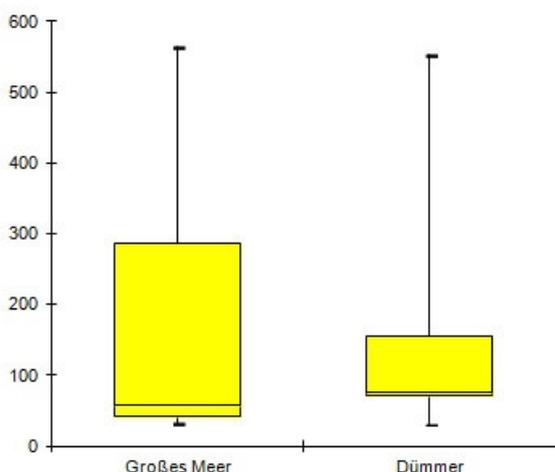


Abb. 131: Zurückgelegte Entfernungen von Graugänsen vor oder nach der Mauser im Vergleich zwischen Dümmer und Großem Meer

Tab. 31: Kennwerte der Mauserzüge bei Graugänsen an den beiden Untersuchungsgebieten Dümmer und Großes Meer

	Dümmer	Großes Meer
n=	32	34
Minimum	84 km	34 km
25%	579,5 km	283 km
Median	882 km	402 km
75%	932 km	720 km
Maxi	1.286 km	1.283 km

16.3.2 Auswertung der Beobachtungen markierter Graugänse (Halsmanschetten)

Bedingt durch die relativ kurze Laufzeit des Projektes ist mit zahlreichen bisher nicht gemeldeten Beobachtungen abseits der Kerngebiete zu rechnen. Da die Senderhalsbänder ebenfalls einen ablesbaren Code tragen, sind Sichtbeobachtungen der Sendervögel ebenfalls enthalten. Die Mehrzahl stammt aus den Beringungsgebieten, aber auch darüber hinaus gibt es schon Beobachtungen. Diese stammen überwiegend aus dem norddeutschen Raum, wobei sich deutlich Unterschiede zwischen den einzelnen Beringungsplätzen ergeben (Abb. 132). Natürlich ist auch zu beachten, dass zunächst nur am Großen Meer und am Dümmer, ab 2017 auch in Barnten / Giften sowie dann 2018 und 2019 an diversen anderen Orten Graugänse mit Halsmanschetten markiert wurden. Im Folgenden sollen die Beobachtungen nach den jeweiligen Beringungsorten vorgestellt werden.

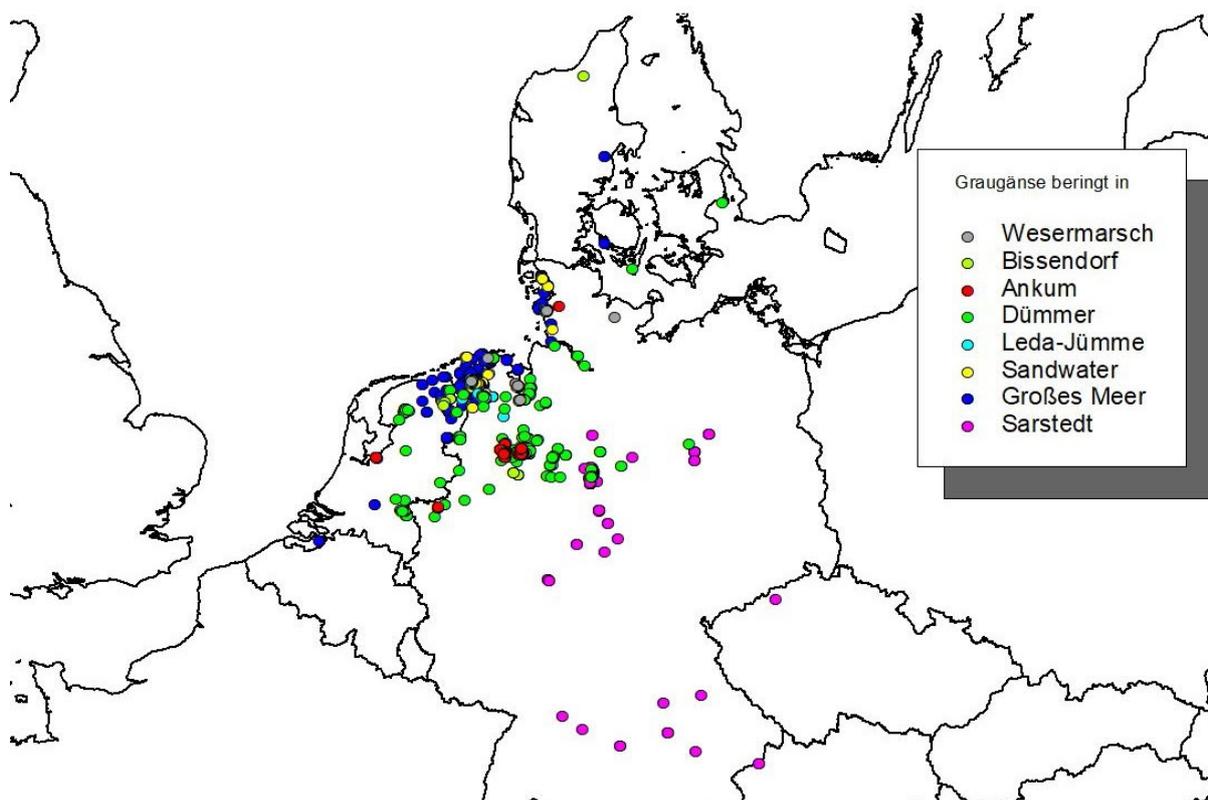


Abb. 132: Sichtbeobachtungen markierter Graugänse aus Niedersachsen (Daten aus www.geese.org)

Die Wiederbeobachtungen der Vögel, die am Großen Meer markiert wurden (Abb. 133), zeigen eine deutliche Südwest-Nordost-Achse mit dem Beringungsort fast im Zentrum. Während der Schwerpunkt der Funde im Nordosten sich ebenfalls an der Westküste Schleswig-Holsteins findet, gibt es auch Beobachtungen aus Dänemark, der Westküste Schwedens und einmal bei Fehmarn. Andererseits gibt es ebenso häufige, wenngleich kürzere Bewegungen in den Südwesten in die niederländische Provinz Groningen bis nach Friesland. In zwei Fällen liegen sogar Beobachtungen aus Zeeland und Limburg vor.

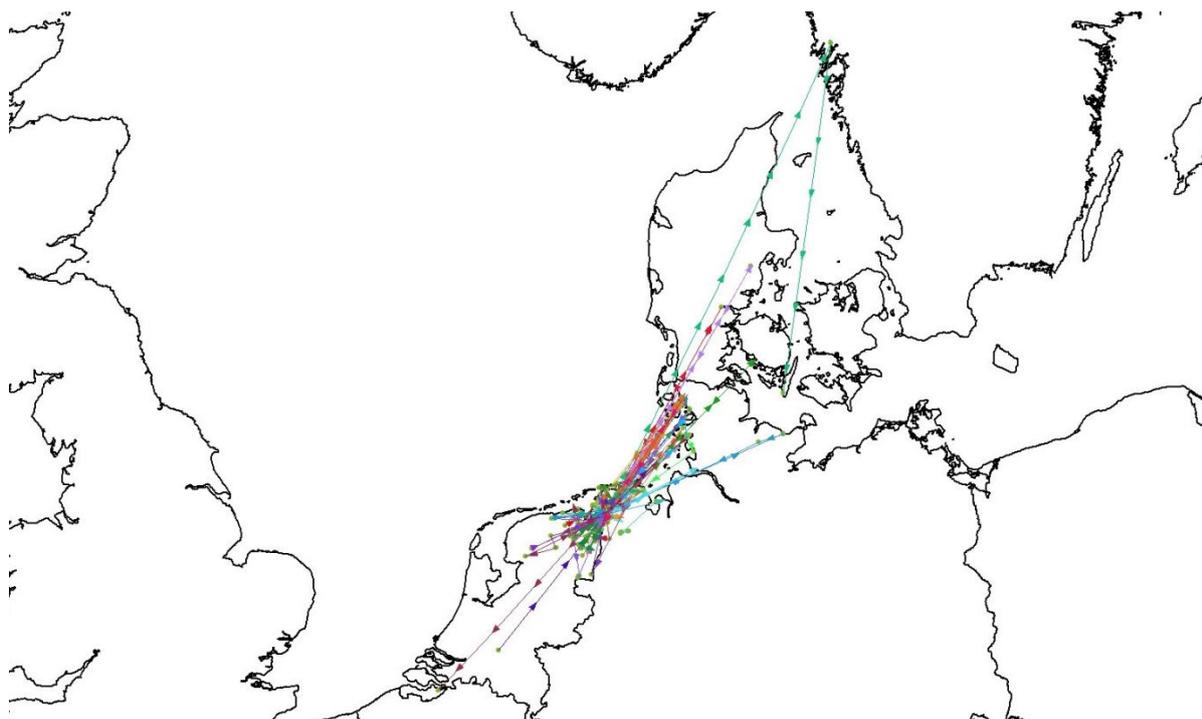


Abb. 133: Beobachtungen markierter Graugänse vom Großen Meer (Forlitz-Blaukirchen, Aurich)

Die Verteilung der Gänse aus dem Dümmergebiet stellt sich demgegenüber eher sternförmig dar. Die Vögel konnten in einem breiten Radius von West bis nach Südost beobachtet werden. So gibt es Nachweise aus der niederländischen Provinz Gelderland und Utrecht, aber auch vereinzelt aus Friesland und Groningen. Desgleichen wurden einige Individuen im zentralen Ostfriesland, an der ostfriesischen Wattenmeerküste und der Insel Norderney sowie und an der Westküste Schleswig-Holsteins beobachtet. Anders als die Graugänse vom Großen Meer findet man aber bei den Gänse vom Dümmer auch Beobachtungen von den dänischen Inseln bis an den Greifswalder Bodden. Auch nach Osten bzw. Südosten (Mittelweser, Steinhuder Meer, Braunschweig, Gülper See in Brandenburg und Dessau in Sachsen-Anhalt) konnten diese Graugänse beobachtet werden. Einzig in deutlich südlicher Richtung gibt es bisher keine Funde (Abb. 134).

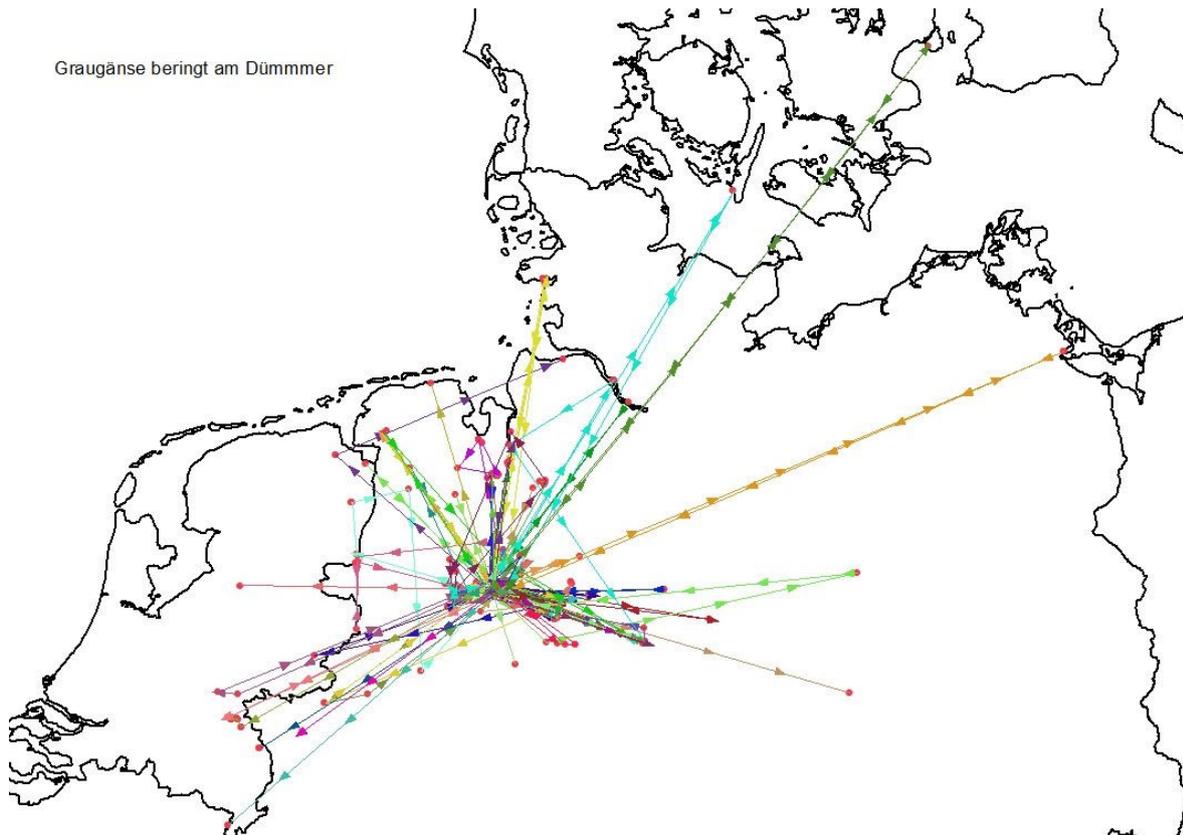


Abb. 134: Beobachtungen markierter Graugänse vom Dümmer (Hüde und Dümmerlohhausen)

Erst ab 2018 wurde die Beringung mit Halsmanschetten in Niedersachsen deutlich ausgeweitet. Das NSG Sandwater bei Simonswolde liegt Luftlinie nur etwa 5km vom Großen Meer entfernt. Die bisherigen Funde der dort markierten Vögel zeigen daher viele Gemeinsamkeiten mit denen vom Großen Meer, werden auch häufig zumindest im angrenzenden Riepster Hamrich beobachtet (Abb. 135). Andererseits gibt es auch Unterschiede. So wurden trotz intensiver Beobachtungstätigkeit bisher noch keine Vögel vom Großen Meer in der Fehntjer Tief-Niederung beobachtet, wo sich die Graugänse vom Sandwater dagegen häufig aufhalten. Auch besuchen Individuen vom Sandwater häufiger die Leda-Jümme-Niederung östlich von Leer, während dies von Individuen der Großes Meer-Gruppe nur einmal der Fall war. Die wenigen überregionalen Beobachtungen hingegen zeigen ein ähnliches Bild: es liegen Beobachtungen von der Westküste Schleswig-Holsteins wie von der ostfriesischen Insel Norderney vor.

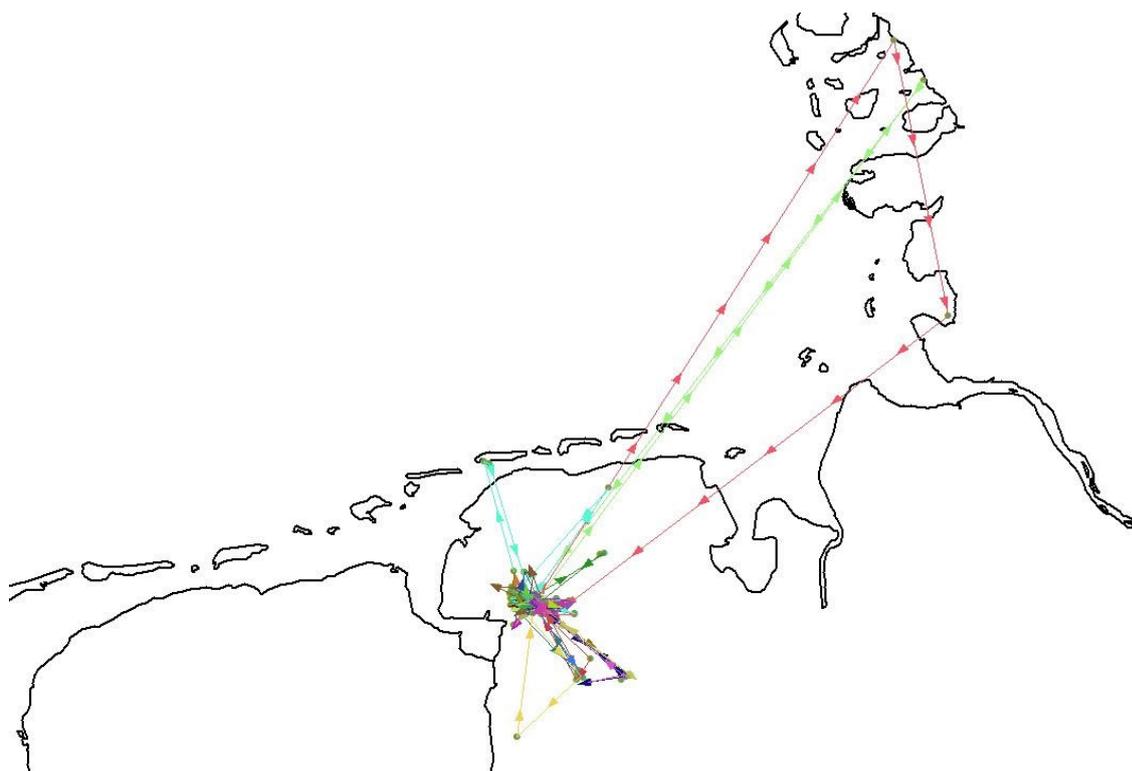


Abb. 135: Beobachtungen markierter Graugänsen vom NSG Sandwater (Simonswolde, Aurich)

Ebenfalls erst ab 2018 wurden Graugänsen in der Leda-Jümme-Niederung östlich von Leer gefangen und markiert. Die Stichprobe ist derzeit noch relativ klein (s. Kap. 4.4), dennoch gibt es schon einige bemerkenswerte Ablesungen (Abb. 136). Neben den regionalen Bewegungen innerhalb der Leda-Jümme-Niederung wurden Individuen bei Zwolle (Overijssel) sowie in der Provinz Groningen und Friesland beobachtet. Desweiteren wurde ein Vogel in Südschweden bei Malmö beobachtet. Mit einer Ausnahme liegen auch hier die Beobachtungen auf einer südwestlich-nordöstlichen Achse.

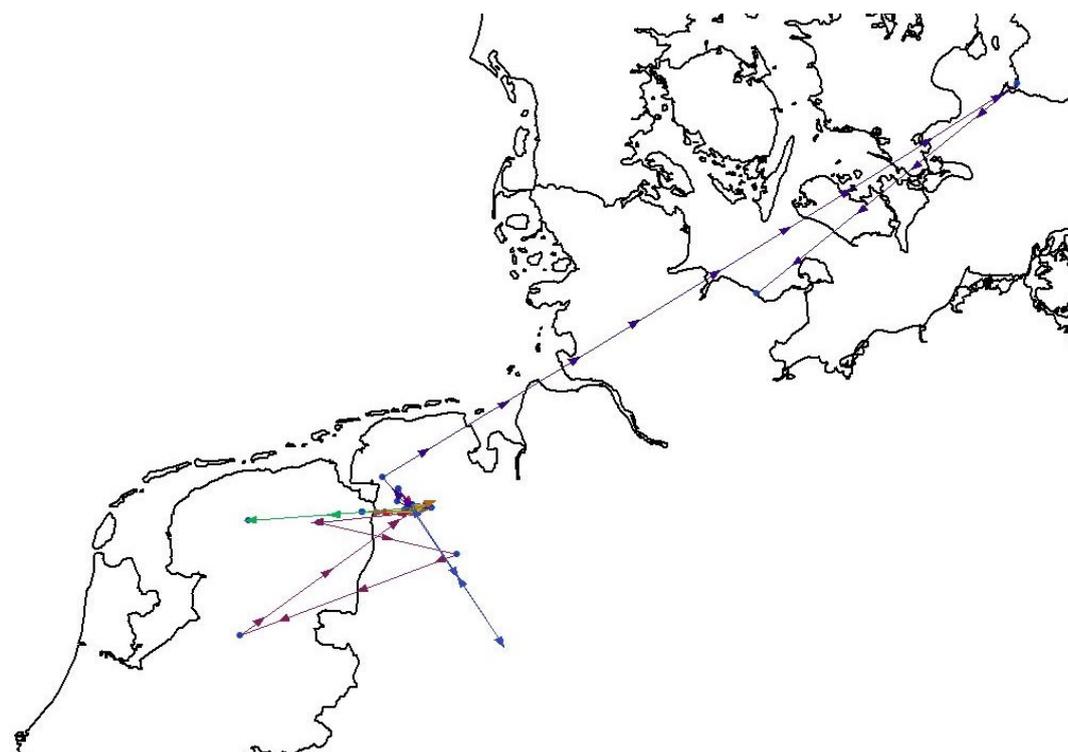


Abb. 136: Beobachtungen markierter Graugänsen aus dem Leda-Jümme-Gebiet (Amdorf, Leer)

In der Südlichen Jader Marsch wurden in diesem Projekt ebenfalls ab 2018 Graugänse mit Halsmanschetten markiert. Von hier gibt es häufige Bewegungen zum Huntepolder zwischen Oldenburg und Brake (Abb. 137). Ein Vogel wurde an mehreren Stellen in Ostfriesland beobachtet, während jeweils ein anderes Individuum an der Westküste Schleswig-Holsteins und am Plöner See beobachtet wurde.

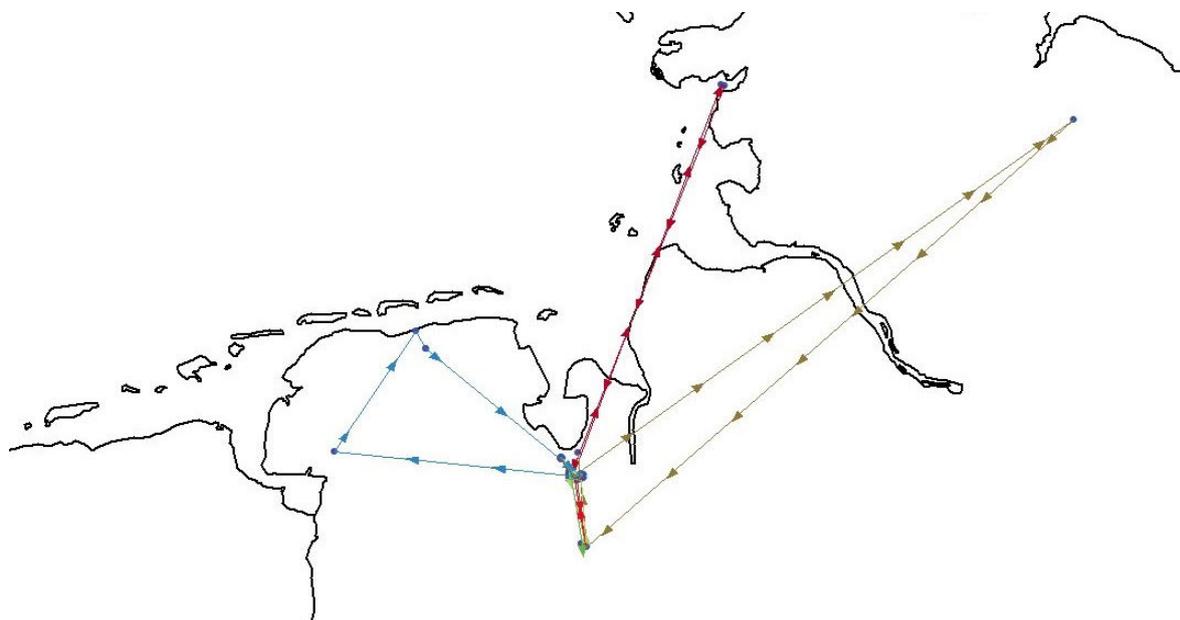


Abb. 137: Beobachtungen markierter Graugänse aus der südlichen Jader Marsch (Jade, Wesermarsch)

Etwa 30 km westlich vom Dümmer liegt der Lordsee bei Anikum. Auch hier wurden 2018 erstmals Graugänse markiert (Abb. 138). Neben regionalen Bewegungen zum Alfsee und in die Diepholzer Moorniederung wanderten mindestens drei Vögel auch in weiter entfernte Rastgebiete. Ein Vogel flog an die Westküste Schleswig-Holstein und über Ostfriesland zurück ins Bersenbrücker Land, während ein anderer Vogel zum Oostvaarderplassen flog. Ein drittes Individuum flog zunächst ins Münsterland und in die niederländische Provinz Gelderland, um danach ins Münsterland zurückzukehren.

Aufgrund einer lokalen Konfliktlage wurden im Rahmen des Projektes 2018 auch am Sonnensee in Bissendorf einige Graugänse markiert. Dabei handelte es sich um Gössel, die von einem Kanadaganspaar adoptiert waren. Trotz der Herkunft aus einem Parkhabitat und der Verbindung zu den Kanadagänsen wurden diese Graugänse fernab ihres Beringungsortes beobachtet. So flog die Familie zunächst geschlossen nach Nordwest in die Provinz Groningen. Von dort aus flog mindestens ein Individuum nach Norddänemark und kehrte anschließend in die Niederlande zurück (Abb. 139). Im Gegensatz zu den anderen Beringungsorten wurden diese Vögel nicht im Folgejahr in Bissendorf erneut beobachtet.

Graugänse beringt bei Ankum

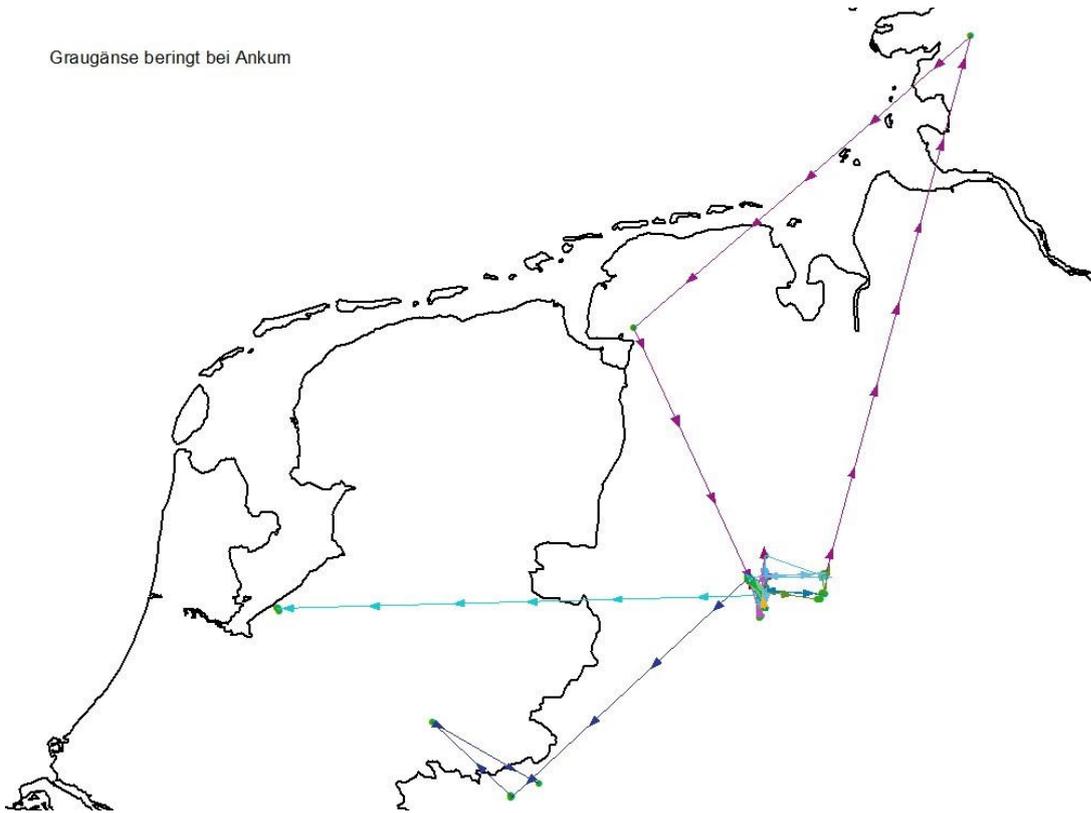


Abb. 138: Beobachtungen markierter Graugänse vom Lordsee (Ankum, Landkreis Osnabrück)

Graugänse beringt in Bissendorf

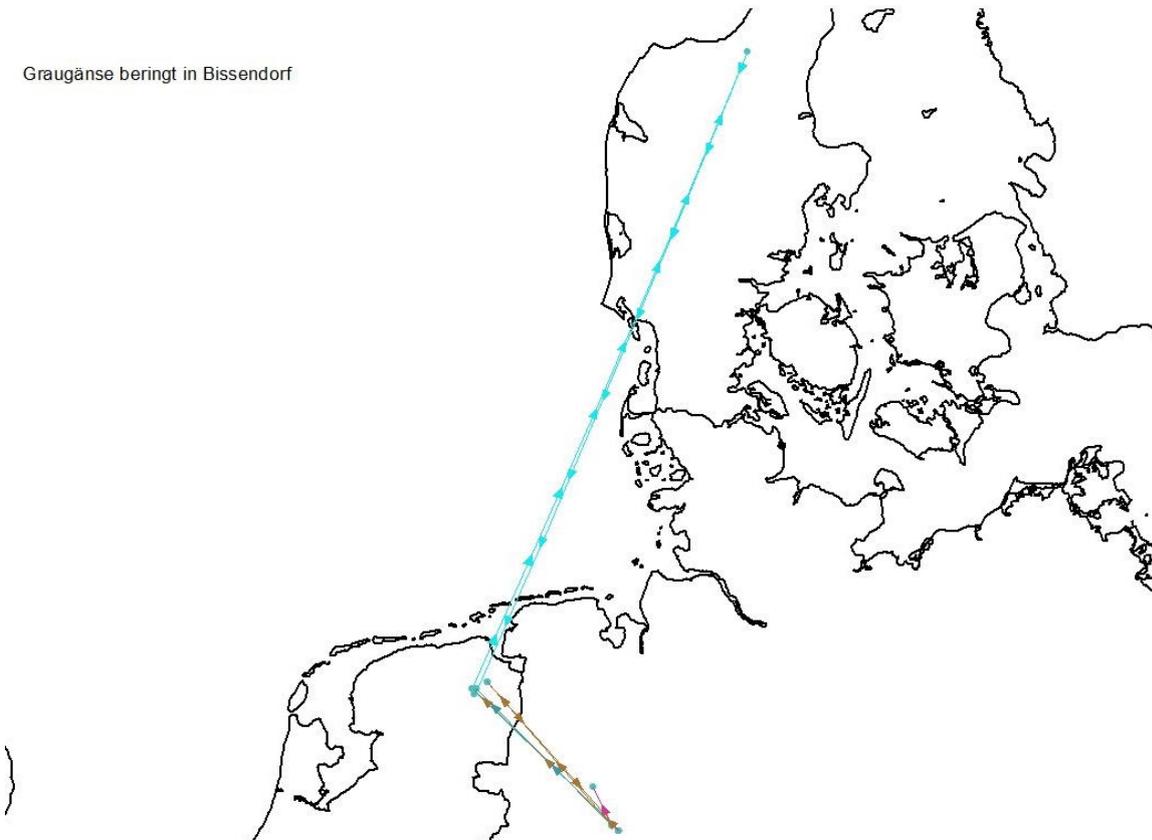


Abb. 139: Beobachtungen markierter Graugänse vom Sonnensee (Bissendorf, Osnabrück)

Ebenfalls aufgrund lokaler Konflikte (vgl. Kap. 3.2.3) wurden bereits in 2017 und den folgenden Jahren Graugänse in der Leineaue bei Barnten / Giften gefangen und markiert. Dabei handelte es sich aber überwiegend nicht um Familiengruppen, sondern mausernde adulte Nicht- oder Fehlbrüter. Die Wiederbeobachtungen der dort markierten Vögel zeigen ein von allen anderen Gebieten deutlich abweichendes Bild (Abb. 140). Wanderungen nach Schleswig-Holstein, Dänemark oder Schweden kommen nicht vor. Die nördlichste wurde von der Weser bei Hoya gemeldet. Ein Vogel flog zum Oostvaarderplassen. Dagegen wurden gleich mehrere Vögel an der Elbe bei Tangermünde (Sachsen-Anhalt) beobachtet. Gänzlich anders als bei allen anderen Untersuchungsgruppen stellen sich allerdings die Beobachtungen im Süden dar. Hier liegen Beobachtungen aus der Tschechischen Republik, aus Ingolstadt und Freising (Bayern) und Oberösterreich, dem Neckarraum bei Stuttgart und Ludwigsburg (Baden-Württemberg) sowie aus Hessen und Thüringen vor.

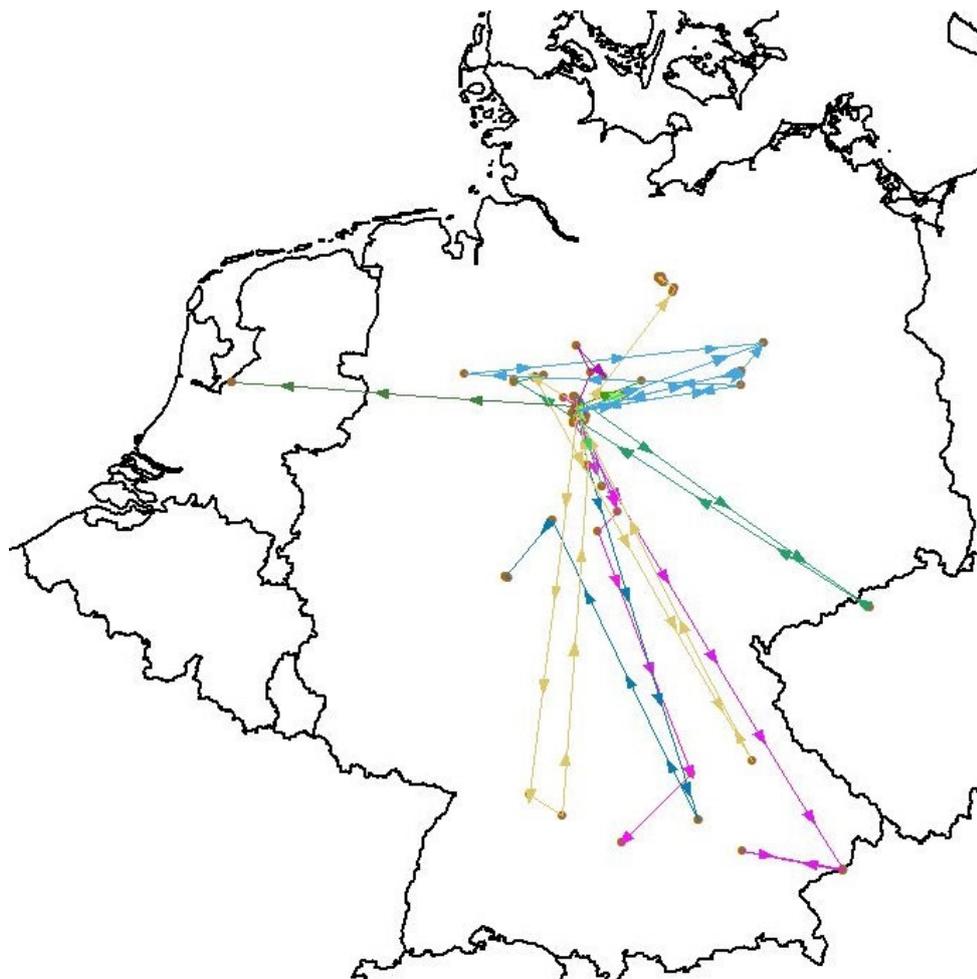


Abb. 140: Beobachtungen markierter Graugänse aus der Leineaue (Barnten-Giften, Hildesheim)

16.4 Diskussion

16.4.1 Winterliches Zugverhalten der Graugans

Die Graugänse Mitteleuropas und Skandinaviens zeigen ein deutliches Zugmuster, bei dem die nördlichen Brutvögel die Aufenthaltsräume der Vögel aus den gemäßigten Bereichen "überspringen" (engl. "*leapfrog-migration*", Newton 2007). In den 1990er Jahren konnte dies eindrücklich auch durch Studien der durchziehenden Unterpopulationen in den Niederlanden nachgewiesen werden (Voslamber et al. 1993). Lag die "Spiegelachse" der *leapfrog-migration* früher in England oder Frankreich, hat sich diese heute aufgrund der winterlichen Erwärmung weiter nach Nordosten verschoben. Die Graugänse in den Niederlanden wurden zunehmend resident (Voslamber et al.

2010). Mit der Zunahme von milderen Wintern (Ramo et al. 2015) unterlassen die Graugänse zunehmend die gefährliche und energetisch aufwendige Migration nach Frankreich oder Spanien. Aktuell wächst aufgrund der klimatischen Änderungen die Anzahl der überwinternden Graugänse auch in Südschweden (Nilsson & Kampe-Persson 2018), auch die norwegischen Graugänse zeigen Veränderungen im zeitlichen Ablauf ihres Zugverhaltens und erreichen die Brutgebiet 15-20 Tage früher als in den 1970er Jahren (Pistorius et al. 2006). Selbst auf dem östlichen Zugweg lassen sich diese Auswirkungen klimatischer Veränderungen nachweisen (Podhranzskly et al. 2016). Die Überlebensrate von Graugänsen, die in den Niederlanden überwintern, ist signifikant höher als diejenigen, die in Spanien oder Frankreich überwinterten (Nilsson & Persson 1996) und auch der Bruterfolg ist höher (Nilsson & Persson 1996). Je früher sie ihren Brutplatz besetzen können, desto höher ist der Bruterfolg (Nilsson & Persson 1994). Graugänse sind vom Nordkap bis in den Mittelmeerraum verbreitet. Die in Niedersachsen vorkommenden bzw. durchziehenden Graugänse gehören nach Bacon et al. (2019) zu verschiedenen Unterpopulationen: die skandinavischen Graugänse brüten bis an das Nordkap und ziehen nach Frankreich oder Spanien während die westlichen Vögel der niederländisch-belgisch-deutschen Population im Winter weitgehend resident sind. Sicherlich spielt auch der heute großflächige Maisanbau mit einem umfangreichen Nahrungsangebot während der Wintermonate eine bedeutsame Rolle (Clausen et al. 2018), wie dies auch für den Kranich gilt (Nowald et al. 2010).

Während die Graugänse, die in den 1980er Jahren am Dümmer und in Riddagshausen mit Metallringen markierten worden waren, noch ein ausgeprägtes winterliches Zugverhalten aufwiesen (Bairlein et al. 2014), gilt dies heute für die nordwestdeutschen und niederländischen Graugänse nicht mehr (Bacon et al. 2019). Da es für die Vögel energetisch vorteilhaft ist, statt weiter und riskanter Strecken zu ziehen, besser vor Ort zu verbleiben, haben die nordwestdeutschen Graugänse ihr Zugverhalten verändert bzw. eingestellt. Dies geschah aufgrund der energetischen und brutbiologischen Erfordernisse und ist möglich, da ein reichhaltiges Nahrungsangebot und akzeptable Temperaturen dies ermöglichen und stellt einen konsequenten Anpassungsprozess an Umweltveränderungen dar. Die norddeutsche Grauganspopulation zeigt im Winter nach unseren Ergebnissen kein überregionales Migrationsmuster. Davon ungeachtet, ziehen aber skandinavischen und baltischen Vögel im Herbst und Frühjahr in Niedersachsen durch oder überwintern hier sogar teilweise (www.geese.org).

16.4.2 **Mauserzüge**

Während im Winter Zugverhalten für die nordwestdeutschen Graugänse also nicht notwendig, eventuell sogar schädlich wäre, verhält es sich im Sommer für die Mauser gänzlich anders. Während dieser Phase der Simultanmauser der Schwungfedern sind die Gänse flugunfähig und besonders verwundbar gegenüber Prädatoren (Couzens 2005). Mauserplätze müssen daher sowohl Schutz als auch Nahrung bieten (Newton 2010). Mauserzüge werden von zahlreichen Wasservogelarten unternommen. Dabei handelt es sich um Nicht- und Fehlbrütern einer Population. Sie verlassen das angestammte Brutgebiet, um die Nahrungskonkurrenz mit den anwesenden Familien zu vermeiden und ziehen (Newton 2010). Normalerweise ziehen die Gänse für die Mauser nordwärts, da sich die Vegetation in nördlichen Breiten in einer früheren, proteinreicheren Entwicklungsphase befindet. Im Norden profitieren die Gänse damit von besserer Nahrung und längeren Tagen (Newton 2010). Dies gilt v.a. für die nordischen und arktischen Gänsearten. Graugänse stellen eine Ausnahme von der Wahl nördlich liegender Mauserplätze dar (Owen & Black 1990, Rutschke 1997). Sie ziehen sich für die Mauser in unzugängliche, sichere Gebiete (Ogilvie 1978) mit hochwertiger Nahrung zurück (van Eerden 1990), die geografische Lage ist für diese Art offenbar weniger wichtig, denn sie ziehen zur Mauser nord-, west- und ostwärts. Anfang des 20. Jhdt. bestand in Skåne (Schweden) ein bedeutsamer Mauserplatz auf einer unbewohnten Insel. Nachdem diese besiedelt wurde, wurde der Mauserplatz aufgegeben (Ogilvie 1978). Dies belegt die

große Sensibilität von Mauserplätzen. Mit der Einpolderung des Flevolands Ende der 1960er Jahre entstand das spätere Naturgebiet Oostvaardersplassen, der sich schnell zu Europas größtem Mauserplatz von Graugänsen entwickelte (Zijlstra et al. 1991), ausschlaggebend war die dortige Entstehung junger Röhrichte, die die wesentliche Nahrung für die Graugänse während der Mauserzeit darstellten (Rutschke 1997). 72 % der markierten schwedischen Graugänse mausernten dort über 600 km von ihrem Brutplatz Ende zu Beginn der 1990er Jahre (Nilsson et al. 2001), doch ab Mitte der 1990er Jahre verlagerte die Mehrzahl der schwedischen Graugänse die Mauser zur nur 50km entfernten dänischen Insel Saltholm (Nilsson et al. 2001), wo weder Bodenprädatoren noch menschliche Störungen vorkamen (Fox et al. 1995). Norwegische Graugänse mausern zahlreich entlang der norwegischen Atlantikküste (Follestad et al. 1988).

Neben den großen, aus weiter Entfernung angeflogenen Mauserplätzen, gibt es noch eine große Zahl kleinerer Plätze. In Niedersachsen liegen diese z.B. an der Mittelweser, am Alfsee, an der Unterems (NSG Petkumer Vorland) oder auch der Leineau bei Sarstedt. Die Herkunft der dort mausernden Gänse ist ungeklärt. Erste Anhaltspunkte lassen sich aus den vorliegenden Ergebnissen der Beringung in Barnten / Giften erkennen: ein deutlicher Anteil der dort mausernden Altvögel stammte offenbar nicht nur aus dem regionalen Umfeld, sondern beinhaltet auch Individuen aus Süddeutschland, Österreich und der Tschechischen Republik. Wie die Nicht- und Fehlbrüter der niedersächsischen Brutpopulation (vgl. Großes Meer, Dümmer, Sandwater usw.) ziehen auch die süddeutschen Graugänse zur Mauser offensichtlich weite Strecken nach Norden. Entsprechend setzen sich die großen Mauserbestände in den schleswig-holsteinischen Naturschutzkögen aus Individuen verschiedener Subpopulationen zusammen. So werden dort Vögel aus Norddeutschland, den Niederlanden, aber auch Schweden und Norwegen beobachtet (www.geese.org). Die Bedeutung und Funktion der niedersächsischen Mauserplätze wie z.B. dem Alfsee, dem Petkumer Vorland oder den Kiesgruben an der Mittelweser wäre daher noch zu klären.

Für die Graugänse aus dem ostfriesischen und friesischen Raum stellen die Naturschutzköge in Schleswig-Holstein derzeit wichtige, zentrale Mauserplätze dar, während die Gänse vom Dümmer offenbar Mauserplätze an der Mittelweser oder in den umliegenden Mooren bevorzugen.

Nach den Ergebnissen der niedersächsischen Untersuchungen kommt es bei vielen Graugänsen erst nach der Mauser zu längeren Wanderungen. Aus den Beobachtungen von halsmarkierten Graugänsen in diesem Projekt wissen wir, dass dies nachbrutzeitlich auch durchaus erfolgreiche Paare mit ihren diesjährigen Küken umfassen kann. Die Wanderung von Einzeltieren und auch ganzen Familien nach der Mauser wurden auch schon zuvor als "*post-moult-migration*" berichtet (Hudec & Rooth 1970, Andersson et al. 2001). Die Gründe bzw. die biologische Bedeutung sind derzeit allerdings unklar. Es könnte sich dabei um die Folge von Störungen ausgelöst z.B. durch den Beginn der Jagdzeit Anfang August oder aber auch für Gebietswechsel aufgrund von Nahrungsmangel handeln. Letzteres kommt in Gebieten mit einer großen Dichte von junggeführten Familien sicherlich vor, erklärt aber nicht die weiten Distanzen, die die Familien teilweise zurückgelegt haben (Jütland oder Westschweden). Mit Ausnahme der in Bissendorf beringten Graugänse (s.o.) sind alle diese Individuen später wieder am Beringungsort beobachtet worden.

Die Einschätzung, die nordwestdeutschen Graugänse wären residente d.h. weitgehend immobile Populationen ("verwilderte Parkvögel") ist also mithin nicht haltbar. Die in Niedersachsen heimischen Graugänse haben sich an die Rahmenbedingungen von Klima und Landschaft angepasst und nutzen die Umwelt zu ihrem Vorteil (Kruckenberg 2010).

Synopsis

Während der vierjährigen Projektlaufzeit wurden zur Untersuchung der Raumnutzung und der Reaktionen auf Jagd und andere anthropogene Reize 245 Wildgänse aus drei Arten (Bläss-, Weißwangengänse- und Graugänse) mit hochauflösenden GPS-GPRS-Sendern ausgestattet und darüber hinaus landesweit weitere 1.250 Gänse mit Schwerpunkt auf die fünf Untersuchungsräume beringt. In umfangreichen Begleituntersuchungen wurden Daten zu anthropogenen Störreizen, Landnutzung und Jagd gesammelt, Verhaltens- und brutbiologische Untersuchungen durchgeführt und knapp 1.000 eingesandte Graugänsschwinge demografisch bewertet.

Der Auftrag des Landtages, „*die Auswirkungen der Jagd auf das Verhalten der Vögel, insbesondere ihr Fluchtverhalten, ihr Aktivitätsmuster und die Art der Nutzung des Raumes sowie auf die Schäden in der Landwirtschaft hin ... zu untersuchen*“ ist nur teilweise erfüllbar geworden.

Zwar konnten auftragsgemäß Bewegungsmuster und Verhaltensweisen überwinternder Bläss- und Weißwangengänse vor allem durch den Einsatz von hochauflösenden GPS-Sendern detailliert erfasst und beschrieben werden. Der Mangel an Dateneingang zur jagdlichen Aktivität hat die für die Beantwortung der aufgeworfenen Fragen erforderliche direkte Verknüpfung der Gänseverhaltensdaten mit den jagdlichen Aktivitäten verhindert.

Die während der Projektlaufzeit zusätzliche Erfassung jagdlicher Aktivitäten durch akustische Geräte sowie der Jagdstrecken auf Jagdbezirksebene in den Untersuchungsgebieten erbrachten bisher nicht die notwendige Datenschärfe, die für die Verknüpfung mit den Verhaltensdaten der Gänse erforderlich gewesen wäre.

Als einzig mögliche Annäherung an das Thema blieb deshalb nur, die Verhaltensweisen der Gänse in Abhängigkeit zu den gesetzlichen Jagdzeitenregelungen für die Graugänse in Niedersachsen zu betrachten. Überwinternde arktische Gänse sind in Niedersachsen nicht jagdbar, die „heimische“ Graugänse aber schon. Sie darf vom 01.08. bis 15.01. bejagt werden, bis 30.11. im gesamten Bundesland einschließlich der Vogelschutzgebiete, vom 01.12.-15.01. dagegen nur außerhalb der Vogelschutzgebiete. Folglich ergaben sich für die Analyse drei unterschiedliche Perioden:

Periode 1: vom Beginn der Untersuchungsperiode am 01.10. bis 30.11.,

Periode 2: vom 01.12.-15.01. und

Periode 3: die Zeit nach dem 15.01.

Während Periode 1 (Jagd auf Graugänse überall im Land erlaubt) waren bei Graugänsen die täglichen Flugzeiten und die täglich zurückgelegten Flugstrecken sowie die mittlere Entfernung zwischen Auftriebsort und Landeort jeweils signifikant höher als während Periode 2 (nur außerhalb von Vogelschutzgebieten erlaubter Jagd auf Graugänse). Bei Graugänsen war zudem die Anzahl täglicher Flüge erhöht. Die Blässgänse zeigten eine hohe Verhaltensvariabilität, bei den Weißwangengänse ergaben sich keine zeitlichen Verhaltensänderungen.

In der Zeit nur außerhalb von Vogelschutzgebieten erlaubter Jagd auf Graugänse (Periode 2) hielten sich mehr der Gänse in den Vogelschutzgebieten als außerhalb auf. Während der gesamten Jagdzeit auf Graugänse waren die Fluchtdistanzen der Gänse signifikant höher als nach Ende der Jagdzeit auf Graugänse.

Während der Jagdzeit auf Graugänse sind Veränderungen im Verhalten auch der überwinternden Gänse, vor allem Blässgänse, festzustellen, obwohl diese nicht bejagt werden dürfen. Ein Effekt der Jagdzeit ist erkennbar, in seiner Wirkung aber mit den vorliegenden Daten nicht quantifizierbar. Ein Einfluss der Jagd auf überwinternde Gänse wurde auch in zahlreichen anderen Untersuchungen gezeigt (s. dazu die umfangreiche Literaturstudie von Keuling & Siebert 2015). Insgesamt erscheint die direkte Bejagung bzw. jagdliche Aktivität nur als geringer bis mäßiger Störfaktor. Die

Verteilung der jagdlichen Aktivitäten ist hierbei innerhalb und zwischen den Untersuchungsgebieten jedoch ungleichmäßig. Überwiegend zeigt sich eine geringfügige Störung durch die Jagd, insbesondere in den Vogelschutzgebieten. Einzelne wenige Standorte bzw. Jagdbezirke weisen jedoch hohe Schusszahlen bzw. Jagdstrecken auf. Dennoch scheint die Jagdaktivität auszureichen, um eine sensibilisierende Wirkung auf sekundäre anthropogene Reize auszulösen (hier gezeigt am Beispiel der Fluchtdistanz zu PKWs, Kap. 7) oder diese aus Vorerfahrungen vom Zug aufrecht zu erhalten. Daher wirken sich neben der Jagdzeit (der Graugans) auch andere Störereignisse stärker auf das Verhalten der arktischen Gänse aus als außerhalb der Jagdzeit. Tageszeitliche und saisonale Faktoren können zwar das Verhalten mit beeinflussen, aber entsprechende Fluchtdistanzmessungen während der Frühjahrsjagd in Russland (Kruckenberg et al. 2008) zeigen, dass die Sensibilität gegenüber Störreizen wesentlich von jagdlicher Aktivität verstärkt wird. Nicht direkt mit dem Verhalten der (besenderten) Gänse quantifizierbar waren in den vorliegenden Analysen Faktoren (Kap. 5.4) wie landwirtschaftliche Aktivitäten, Vergrämung rastender Gänse mittels Flatterbändern, Knallapparaten oder direktes Vertreiben, Kraftfahrzeuge, die Anwesenheit von Anglern oder das Ausführen von Hunden. Obwohl die Gänse auf diese Störungen durchaus reagieren (Kap. 5.4.4), war eine statistische Analyse dieser Faktoren nicht möglich, da diese nicht zeitscharf und raumspezifisch zu den Verhaltensweisen der besenderten Gänse erfasst werden konnten. Statistisch gut belegbar dagegen ist die Wirkung von Fluggeräten (Kap. 9), die eine direkte Störung verursachen, sobald sie zu nahe sind, und die Wirkung von Windkraftanlagen, die relevant verlängerte Flugwege bedingen (Kap. 10).

Ob eine Störung ein gravierender Faktor ist hängt von diversen Faktoren ab:

- Intensität, Art und Häufigkeit der Störung
- Zusätzliche sonstige Störungen (z.B. auch natürliche Prädation)
- Größe und Zusammensetzung des Rastvogelbestands
- Bedeutung und Beschaffenheit des Gebietes

Eine umfassende, statistisch-quantitative Beurteilung der relativen oder gar absoluten Bedeutung der verschiedenen Störereignisse auf das Verhalten überwinternder Gänse mittels z.B. multivariater Verfahren oder Pfadanalyse ist mangels der dafür erforderlichen Daten derzeit nicht abschließend möglich.

Aus den vorliegenden Untersuchungen lassen sich aber einige Folgerungen hinsichtlich eines Umgangs im Konflikt zwischen rastenden Gänsen und betroffenen Landwirten ableiten. Während die Graugänse nach unseren Ergebnissen bedingt in jagdfreie Bereiche gelenkt werden können, zeigte sich für die Weißwangengans keine ausweichende Reaktion während jagdlicher Aktivitäten auf andere Arten, was aber auch an der Besonderheit des Untersuchungsgebietes liegen könnte. Wenn überhaupt, lassen sich die Gänse nur in für sie attraktive (und bei Graugänsen benachbarte) Areale lenken, wenn diese weitgehend beruhigt sind und ausreichend Nahrung für die Vögel bieten (siehe auch Literaturstudie Keuling & Siebert 2015).

Derartige Areale wurden im Jahr 2000 bereits als EU Vogelschutzgebiete ausgewiesen. Die Beobachtung, dass die Vogelschutzgebiete v.a. dann vermehrt aufgesucht werden, wenn nur außerhalb Graugänse bejagt werden dürfen, zeigt, dass diese die gesamte Rastperiode über jagdfrei sein sollten.

Da viele der Vogelschutzgebiete heute schon hohe Rastbestände aufweisen (BMS Umweltplanung 2019) und diese z.T. schon so intensiv genutzt werden, dass es zu Ertragseinbußen der Landwirtschaft kommt (Borbach-Jaene et al. 2001, Stabenow 2019), ist zu prüfen, ob und inwieweit diese Gebiete als Rückzugsräume für überwinternde Gänse noch ausreichen oder ob weitere Ruhezo-
nen benötigt werden.

Jagd ist nach den hier vorgestellten Ergebnissen also nicht geeignet, um Schäden innerhalb der Vogelschutzgebiete zu vermeiden oder zu reduzieren. Da der Effekt von Jagd als Vergrämung, nur kurzzeitig (vgl. Månsson 2019), punktuell und nicht flächendeckend wirksam ist, darf diese Form der Vergrämung nur bei wirklich erheblichem Schadenspotential eingesetzt werden. Für die Minderung der Konflikte in den ausgedehnten Grünlandarealen sind daher andere Lösungswege zu erarbeiten.

Insbesondere innerhalb der Vogelschutzgebiete, aber auch für andere Gebiete von besonderer Bedeutung für überwinternde Gänse sollten verbindliche Regelungen getroffen werden, um Störungen weitgehend zu reduzieren. Neben dem Einstellen jeglicher jagdlichen Aktivitäten während der Rastperiode betrifft dies v.a. Maßnahmen zur Reduzierung von Störungen durch landwirtschaftliche und Freizeitaktivitäten, eine Kanalisierung des Flugverkehrs und der Schutz der offenen Landschaft vor Vertikalstrukturen.

Um Auswirkungen durch Jagd auf die heimischen Graugänse für überwinternde Gastvögel so gering wie möglich zu halten, sollten Jagdzeiten zeitlich auf das Auftreten der nordischen bzw. arktischen Arten abgestimmt werden. Zudem muss aus tierschutz- und artenschutzrechtlichen Gründen sowohl die Schusseffizienz durch vermehrtes Üben auf dem Schießstand verbessert, wie der Anteil von angeschossenen Vögeln oder Verletzungen (*cripple losses*) durch geringere Schussentfernungen verringert und die Artenkenntnis ("Fehlabschüsse") verbessert werden (Christensen et al. 2017, Clausen et al. 2017). Die Einhaltung der gesetzlichen Regelungen ist sicherzustellen.

Alle Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen Reaktions- und Verhaltensmechanismen der Gänse im Hinblick auf anthropogene Störreize (i.d.R. Meideverhalten). Diese wurden artspezifisch sowohl auf einer breiten individuellen Basis (Sender) als auch kollektiv (Fluchtdistanzen, Verhaltensbeobachtungen) belegt. In den Gänserastgebieten interagieren die Arten untereinander je nach der jeweiligen Gebietskulisse. So können z.B. attraktivere Nahrungsgebiete bereits besetzt sein und intra- bzw. interspezifische Konkurrenzmechanismen überlagernd wirken. Die bestehenden Schutzgebiete in Niedersachsen sind unterschiedlich und umfassen die artspezifischen Lebensraumsprüche (Nahrungsflächen, Schlafplätze, Flugschneisen usw.) sehr unterschiedlich. Gebietsspezifische Parameter wie Störintensität, Nahrungsangebot, usw. bedingen ggf. eine unterschiedliche lokale Ausprägung der gefundenen Zusammenhänge. Für eine Gesamtbeurteilung der Situation der Gänse in Niedersachsen ist es deshalb unverzichtbar, die Ergebnisse dieser Studie mit den parallel erfolgten Untersuchungen der Staatlichen Vogelschutzwarte („Monitoring von Gänsen in Niedersachsen“) sowie der Landwirtschaftskammer Niedersachsen („Gänseschäden“) zusammenzuführen und zu bewerten.

Gänse und Wiesenlimikolen

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung lassen keinen negativen Einfluss der Gänse auf Brutvorkommen und Bruterfolg von Wiesenlimikolen erkennen. Vielmehr zeigte sich sogar eine förderliche Wirkung der Aktivität der Weißwangengänse auf Nistplatzwahl und Bruterfolg von Kiebitz, Rotschenkel und Uferschnepfe, möglicherweise durch deren Verhalten gegenüber Prädatoren. Wiesenvogelschutz und Gänse sind also kein Widerspruch.

Sommergänse

Seit ihrer Wiederansiedlung in Niedersachsen hat sich die Graugans als Brutvogel etabliert und ihr vormaliges Verbreitungsgebiet weitgehend zurückgewonnen. Nach anfänglichen großräumigen Wanderungen in den 1980er Jahren, ist die niedersächsische Brutpopulation heute aufgrund klimatischer Faktoren und des expandierenden Maisanbaus zu einer winterresidenten Lebensweise

übergegangen. Während des Sommerhalbjahres gibt es vor allem ausgedehnte Wanderungen zu Mauser- und nachbrutzeitlichen Sammelpätzen. Es zeigt sich, dass sich an niedersächsischen Mauserplätzen Vögel versammeln, die z.T. aus Bayern, Österreich oder der Tschechischen Republik stammen. Die erhobenen Daten zur Demografie von Graugänsen in Untersuchungsgebieten in Niedersachsen lassen darauf schließen, dass die Brutbestände der Graugans wohl weiterhin zunehmen können. Es zeigt sich aber gebietsweise bereits dichteabhängige Bestandsregulation, so dass anzunehmen ist, dass sie schon bald eine natürliche Kapazitätsgrenze für Bruten erreicht wird. Dafür mag ihre Habitatwahl mit Bevorzugung gewässernaher Grünländer und der Mangel an prädatorensicheren Nistmöglichkeiten Ursache sein.

Danksagung

Wir danken

dem Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz für die Finanzierung aus der Jagdabgabe;

den Mitarbeitern des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz für die Zusammenarbeit, Unterstützung und Mithilfe.

Danken wollen wir an dieser Stelle besonders dem Entwickler unserer Sender Theo Gerrits, der im Januar 2020 viel zu früh aus dem Leben schied. Ohne seinen Fleiß wäre der ambitionierte Projektstart 2015 nicht möglich und ohne seine technische Kreativität wären viele Wünsche an die Technik unerfüllt geblieben.

Besonderer Dank gilt den niederländischen Kollegen Gerhard Müskens, Berend Voslamber, Geert Sjongers und Jan Vegelin für die Unterstützung beim Fang.

Weiter bedanken wir uns bei allen Fanghelfern während der zahlreichen Aktionen: Martin Akkermann, Marvin Applegate, Maya Bastille, Joelle Benz, Gaby Binder, Volker Blüml, Marike Boekhoff, Simone Breust, Hans Bülthuis, Fred Cottaar, Gerd Dahms, Axel Degen, Ingo Dietrich, Birte Ehrhardt, Jonathan Engelke, Magali Frauendorf, Anne Fuhrberg, Jan Geisler, Stephanie Groß, Pascal Gülich, Folke Hein, Malin Held, Christian Hembes, Alistair Hill, Simon Hinrichs, Hinrika Hirthe, Marcel Holy, Mirko Kandolf, André Kramer, Silas Kruckenberg, Morten Külper, Birgit Lamping, Anna Langgut, Johann Lanz, Till Linsenhoff, Georg Linz, Jürgen Ludwig, Claudia Maistrelli, Jana Meier, Lea-Carina Mendel, Katja und Charlotte Meyran, Johanna Müsse, Andreas Nees, Melina Oldorf, Anja Reckendorf, Gundolf Reichert, Henrik Reinke, Michael Schröder, Joshua Schwinn, Ulrich Seelaff, Jan Skorupa, Nynke Sijtsma, Katharina Sliwinski, Egbert Strauß, Friedrich Wandmacher, Heike Wemhoff-de Groot, Torben Willers, Irina Würtele.

Hans-Heiner Bergmann, Johanna Müsse, Carolin Gennburg, Hauke Henkel sei für die Mitwirkung in der Bewertungskommission gedankt, Sven Lübbers und den Mitarbeitern des Jägerlehrhof Springe sowie Marcel Holy und Tim Fetting für die Zuarbeit.

Dank geht an Inga Klages und Egbert Strauß für die Bereitstellung der WTE- und Sommergänse-Kartierungsdaten für den Vergleich der Brutvogelkartierung.

Herzlichsten Dank an unsere Ko-Autoren welche nicht finanziell im Projekt beteiligt waren, uns dennoch bei Datenerhebung, Analyse und Textverfassung unterstützt haben: Jochen Bellebaum, Stella Bergmann, Volker Blüml, Justine Güldenpfennig, Hinrika Hirthe, Jürgen Ludwig, Gerhard Müskens, Johanna Müsse, Bart Nolet, Ina Ottusch, Henk van der Jeugd, Berend Voslamber.

Ein herzlicher Dank geht an Marike Boekhoff, Torsten Penkert, Julia Lopau, die die Untersuchungen bei einigen Erfassungen im Gelände (insbesondere Faktorenmonitoring) unterstützt haben sowie Andrea Kölzsch für die Zuarbeit.

Wir danken der Geschäftsführung der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. für die Unterstützung beim Projektstart;

den Mitarbeitern der Landkreise Aurich, Leer, Stade, Diepholz, Vechta und Hildesheim sowie der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer für die Unterstützung bei den Beringungsaktionen und den Jägern, Hegeringleitern, Vorsitzenden der Jägerschaften, Kreisjägermeistern sowie Ornithologen vor Ort für Mitarbeit, Unterstützung und Toleranz.

Literatur

- Abraham K.F., Jefferies R.L., Alisauskas R.T. (2005): The dynamics of landscape change and snow geese in mid-continent North America. - *Global Change Biology* 11: 841-855.
- Achtziger R., Stickroth H., Zieschank R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt - ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. - *Angew. Landschaftsökol.* 63: 1-137.
- Ackerman., J.T., Takekawa J.Y., Kruse K.L., Orthmeyer D.L., Yee J.L., Ely C.R., Ward D.H., Bollinger K.S., Mulcachy D.M.(2004): Using radiotelemetry to monitor cardiac response of free-living tundra greater white-fronted geese (*Anser albifrons elgas*) to human disturbance. *The Wilson Bulletin* 116 (2), 146-151. <https://doi.org/10.1676/03-110>.
- Adam M., Podhrázdsky M., Musil P. (2016): Effect of start of hunting season on behaviour of Greylag Geese *Anser anser*. - *Ardea* 104: 63-68.
- Andersson, A., Follestad A., Nilsson L., Persson H. (2001): Migration pattern of Nordic Greylag Geese *Anser anser*. - *Ornis Svecica* 11: 19-58.
- Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie (Aland) (1985): Pflege- und Entwicklungskonzept zum Naturschutzgebiet "Südliches Großes Meer". Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bez. Reg. Weser-Ems, Oldenburg.
- Astaras C., Linder J.M., Wrege P., Orume R.D., MacDonald D.W. (2017): Passive acoustic monitoring as a law enforcement tool for Afrotropical rainforests. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15 (5), 233-234. <https://doi.org/10.1002/fee.1495>.
- Atkinson-Willes G.L. (1961): Emsland without wildfowl. - *The Wildfowl Trust Annual Report* 12: 34-39.
- Bacon, L., Madsen J., Jensen G.H., de Vries L., Follestad A., Koffijberg K., Kruckenberg H., Loonen M.J.J.E., Månsson J., Nilsson L., Voslamber B., Guillemain M. (2019): Spatio-temporal distribution of greylag goose *Anser anser* sightings on the north-west/south-west European flyway: guidance for the delineation of transboundary management units. - *Wildl. Biol.* doi: 10.2981/wlb.00533
- Bailey L.D., Ens B.J., Both C., Heg D., Oosterbeek K., van de Pol M. (2017): No phenotypic plasticity in nest-site selection in response to extreme flooding events. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372: 20160139.
- Bairlein F, Dierschke J., Dierschke V., Salewski V., Geiter O., Hüppop K., Köppen U., Fiedler W. (2014): Atlas des Vogelzugs - Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. – Aula, Wiebelsheim.
- Ballasus H. (1997): Auswirkungen von Hochspannungstrassen auf die Flächennutzung überwinternder Bleiß- und Saatgänse *Anser albifrons*, *A.fabalis*. - *J. Orn.* 138: 215-228.
- Bamberg F (1989): Zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein, 437 S.
- Bartoń K. (2016): MuMIn: multi-model inference. R package, version 1.15.6. <http://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn>
- Bates D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Software* 67: 1-48 (doi:10.18637/jss.v067.i01).
- Bauer K.M., Glutz von Blotzheim U.N. (1968): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. *Anser anser* - Graugans. - AULA: 149-187.
- Baum, R., Baum S. (2018): Seeadlerbruten 2017 und 2018 in Ostfriesland. Das Gefährdungspotential hat zugenommen. - *Beitr. Naturk. Niedersachs.* 71: 69-71.
- Beauchamp G. (1999): The evolution of communal roosting in birds: origin and secondary losses. - *Beh. Ecol.* 10: 675-687.
- Belanger L., Bédard J. (1989): Responses of staging Greater Snow Geese to human disturbance. - *J. Wildl. Manage.* 53: 713-719.
- Bellebaum J., Kruckenberg H. (2008): Was hat Jagd mit Gänseschäden zu tun? *Vogelwelt* 46: 289-290.
- Belting, H., Helbig A. (1985): Die Bedeutung des Osterfeiner Moores am Dümmer für die Vogelwelt. - *Seevögel* 6 Sonderband: Festschrift Vauk: 113-123.
- Bergmann H.-H., Kruckenberg H., Wille V. (2007): Wilde Gänse und Landwirtschaft. NVN/BSH-Merkbl. 71/2007, 1-4.
- Bergmann, H.-H., Wille V. (2001): Wildgänse in der Kulturlandschaft. In: Gottschalk, E., Barkow A., Mühlenberg M., Settele J. (Hrsg.): Chancen und Grenzen der Habituation. UFZ-Bericht 2/2001 „Naturschutz und Verhalten“: 95-102.
- Bergmann H.-H., Kruckenberg H., Wille V. (2006): Wilde Gänse - Reisende zwischen Wildnis und Weideland. - G. Braun, Karlsruhe.
- Berndt R. (1985): Graugans - *Anser anser*. - In: Goethe F., Heckenroth, HSchumann H. [Hrsg.]: Die Vögel Niedersachsens - Entenvögel. *Natursch. Landschaftspfl. Niedersachs.* 2.2: 44-47.
- Berndt R., Frantzen M. (1968): Weiteres zur Wiedereinbürgerung der Graugans *Anser anser* im nordwestlichen Deutschland. *Ber. dtsh. Sek. int. Rat. Vogelschutz* 8: 49-50.

- Bernis F., Valverde J. A. (1972): El censo español de las aves acuáticas del invierno 1967-68.- *Ardeola* 17/18: 105-126 (in Spanish).
- Bielefeld R. (1924): Ostfriesland - Heimatkunde. Verlag Dunkmann, Aurich.
- Blackpoel H., Hatch D.R.M. (1976): Snow Geese, disturbed by aircraft, crashed into power lines. - *Can. Field Naturalist* 90: 195.
- Blasius R. (1887): Die Vogelwelt der Stadt Braunschweig und ihrer nächsten Umgebung. Jahresber. Ver. Nat.wiss. Braunschweig. 5: 59-116.
- Blasius R. (1896): Die Vögel des Herzogthums Braunschweig und der angrenzenden Gebiete. Braunschweig.
- BM ELF (Hrsg.) (1999): Bundesjagdgesetz. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn. 37 S.
- BMS Umweltplanung (2016): Biotop- und FFH-Lebensraumtypenkartierung sowie floristische Erfassung im FFH-Gebiet 344 "Leineaue zwischen Ruthe und Hannover". - im Auftrag des NLWKN Hannover.
- BMS Umweltplanung (2019): Monitoring der Rast- und Überwinterungsbestände nordischer Gänse und Schwäne in Niedersachsen: Synopse und Bewertung vorliegender Daten (2015-2018) und Entwurf eines Handlungskonzeptes für ein landesweites Gänsemanagement. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte im NLWKN, Hannover.
- BMS-Umweltplanung (2009): Biotop- und FFH-Lebensraumtypenkartierung sowie floristische Erfassung im FFH-Gebiet 065 Dümmer, Teilgebiet NSG "Ochsenmoor" - Gutachten im Auftrag des NLWKN, Osnabrück: 25 S.+Anhang (unpubl.).
- Borbach-Jaene J., Kruckenberg H., Becker C. (2002): Ergebnisse des Gänsemonitorings in der Ems-Dollart-Region 1996-2001. - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 17: 128-154.
- Borbach-Jaene J., Kruckenberg H., Lauenstein G., Südbeck P. (2001): Arktische Gänse als Rastvögel im Rheiderland - eine Studie zur Ökologie und zum Einfluss auf den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturen. - Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg.
- Böttcher M., Clemens T., Grote G., Hartmann G., Hartwig E., Lammen C., Vauk Hentzelt E. (1990): Biologisch-ökologische Begleituntersuchungen zum Bau und Betrieb von Windenergieanlagen (Endbericht). - Norddeutschen Naturschutzakademie NNA-Berichte 3 (Sonderheft) Schneverdingen.
- Bräuning, C. (1981): Die Vogelwelt der Leineaue südlich Hannover. - Selbstverlag, 116 S.
- Brown J.S., Laundra J.W., Gurung M. (1999): The ecology of fear: Optimal foraging, game theory, and trophic interactions. - *J. Mammal.* 80 (2), 385-399. <https://doi.org/10.2307/1383287>.
- Bruderer B., Komenda-Zehnder S. (1995): Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna. - in: Bundesamt f. Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL/ Bundesamt f. Zivilluftfahrt [Hrsg]. Schriftenreihe Umwelt 376, Zürich.
- Bruns H.A. (1982): Über das Auftreten von nichtheimischen Wildgansarten und Artbastarden am Dümmer (Niedersachsen) seit Beginn der Grauganseinbürgerung. *Seevögel* 3: 92-93.
- Bruns H.A. (1985): Von nichtheimischen Wildgänsen und Artbastarden am Dümmer (Niedersachsen). *Seevögel* 6, Sonderh.: 176-177.
- Bruns H.A. (1989): Graugans in Niedersachsen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 21: 69-83.
- Bruns H.A. (1989a): Brutbiologie der Graugans (*Anser anser* L.) am Dümmer – Untersuchungen an einer wiederangesiedelten Vogelart. - *Dipl.arb. Univ. Osnabrück*.
- Bruns H.A., Vauk G. (1985): Wildgänse am Dümmer (1) unter besonderer Berücksichtigung der Einbürgerung, des Besatzes und der ökologischen Einordnung der Graugans (*Anser anser*). *Niedersächs. Jäger* 23/85: 1217-1220.
- Bruns H.A. (1989): Der Brutbestand der Graugans *Anser anser* in Niedersachsen - ein Überblick. - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 21: 69-83.
- Bub H. (1995): *Vogelfang und Vogelberingung Bd.1*. - Neue Brehm Bücherei 359, Wittenberg-Lutherstadt.
- Buchin K., Sijben S., Arseneau T., Willems E.P. (2012): November. Detecting movement patterns using Brownian bridges. - In: *Proceedings of the 20th International Conference on Advances in Geographic Information Systems*: 119-128.
- Buij R., Melman T.C., Loonen M.J.J.E., Fox A.D. (2017): Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. - *Ambio* 46: 301-318.
- Burfield I., van Bommel F., Gallo-Orsi U. (2005): *Birds in Europe: populations estimates, trends and conservation status*. - BirdLife International, Cambridge.
- Burnham K.P., Anderson D.R. (2002): *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Carey G. (2013): *Quantitative methods in neuroscience*. -Department of Psychology and Neuroscience Institute for Behavioral Genetics University of Colorado, Boulder.
- Casas F., Mouigeot F., Vinuela J., Bretagnolle V. (2009): Effects of hunting on the behaviour and spatial distribution of farmland birds: importance of hunting-free refuges in agricultural areas. - *Animal Conservation* 12 (4), 346-354. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00259.x>.

- Christensen T.K., Madsen J., Asferg T., Hounisen J.P., Haugaard L. (2017): Assessing hunters' ability to identify shot geese: implications for hunting bag accuracy. - Eur. J. Wildl. Res. 63 (1), 20. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1080-y>.
- Clausen K.K., Dalby L., Sunde P., Christensen T.K., Egelund B., Fox A.D. (2013): Seasonal variation in Eurasian Wigeon *Anas penelope* sex and age ratios from hunter-based surveys. *Journal of Ornithology* 154 (3), 769-774. <https://doi.org/10.1007/s10336-013-0941-8>.
- Clausen K.K., Holm T.E., Haugaard L., Madsen J. (2017): Crippling ratio: A novel approach to assess hunting-induced wounding of wild animals. - *Ecological Indicators* 80, 242-246. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.044>.
- Clausen K.K., Madsen J., Nolet B.A., Haugaard H. (2018): Maize Stubble as foraging habitat for wintering geese and swans in northern Europe. - *Agriculture, Ecosystems and Environm.* 258: 72-76.
- Clemens T., Lammen C. (1995): Windkraftanlagen und Rastplätze von Küstenvögeln - ein Nutzungskonflikt. - *Seevögel* 16: 34-38.
- Cope D.R., Pettifor R.A., Griffin L.R., Rowcliffe M.J. (2003): Integrating farming and wildlife conservation: the Barnacle Goose Management Scheme. - *Biol. Conserv* 110: 113-122. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00182-9](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00182-9).
- Couzens D. (2005): *Bird Migration*. - New Holland Publ. Ltd., London.
- Davis S.E., Klaas E.E., Koehler K.J. (1989): Diurnal time-activity budgets and habitat use of Lesser Snow Geese *Anser caerulescens* in the middle Missouri River valley during winter and spring. - *Wildfowl* 40: 45-54.
- Davis S.K. (2005): Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. - *The Condor* 107: 605-616.
- Degen A., Königstedt B., Wübbenhorst J. (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalau. - *Informationsd. Natur. Niedersachs.* 1/09.
- Delany S., Scott D.A. (2002): *Waterbird Population Estimates 3rd Edition*. - Wetlands International, Wageningen.
- Delany S., Scott D.A. (2006): *Waterbird Population Estimates 4th Edition*. - Wetlands International, Wageningen.
- Demers F., Giroux J.-F., Gauthier G., Bety J. (2001): Effects of collar-attached transmitters on behaviour, pair bond and breeding success of snow geese *Anser caerulescens atlanticus*. - *Wildl. Biol.* 9: 161-170.
- Devereux C.L., McKeever C.U., Benton T.G., Whittingham M.J. (2004): The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. - *Ibis* 146: 115-122.
- Diekmann M. (1983): Einfluss von Wildverbiß auf den Ertrag verschiedener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen - Ergebnisse einer Verbißsimulation. - *Z. Jagdwiss.* 29: 95-100.
- Dijkstra L., Dijkstra-de Vlieger R. (1977): *Voedselectologie van de Rotgans*. - PhD Rijksuniversiteit Groningen.
- Dimond S., Lazarus L. (1974): The problem of vigilance in animal life. - *Brain, Behav. Ecol.* 9: 60-79.
- Dirksen S., paans A.L., van der Winden J., van den Bergh L.M.J. (1998): Nachtelijke vliegpatronen en vlieghoogtes van duikeenden in het IJsselmeergebied. - *Limosa* 71: 57-68.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. - *Proc. Royal Soc. London. Series B: Biological Sciences* 268: 25-29.
- Drake D. (2005): Effectiveness of Flaggging and Propane Cannons to Disperse Canada Geese in Winter Wheat Fields. - *J. Extension* 43: 2RIB8.
- Drangmeister D. (2015): *An der Schwelle - ein Naturführer für die Region Hannover* - ibidem, Stuttgart.
- Drent R.H. (1980): Goose flocks and food exploitation: how to have your cake and eat it. - *Acta Congr. Int. Orn. Berlin* 217: 800-806.
- Drost A., Kruckenberg H., Loonen M.J.J.E. (2001): Untersuchungen zur Störungsempfindlichkeit arktischer Weißwangengänse während der Brut- und Mauserzeit. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 33, 137-142.
- Ebbinge B.S. (1991): The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the Western Palearctic. - *Ardea* 79: 197-210.
- Ebbinge, B.S. (2000): *Ganzenvangen voor de wetenschap*. - Alterra-rapport 155.
- Ebbinge B.S., Müskens G.J.D.M., Oord J.G. (1999): *Zijn overwinterende ganzen te sturen?* - ibn-rapport 437, Wageningen.
- Ebbinge B.S., Müskens G.J.M.D., Oord J.G., Beintema A.J., van den Brink N.W. (2000): *Stuurbaarheid van ganzen door verjaging en flankerende jacht rondom het ganzenopvanggebied Oost-Dongeradeel (Friesland) in 1999-2000*. - Alterra-rapport 128.
- Ecoplan (2006): *EU-Vogelschutzgebiet V09 "Ostfriesische Meere" Brutvogelerfassung 2006*. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzswarte NLWKN, Hannover.
- Eichhorn G., Drent R.H., Stahl J., Leito A., Alerstam T. (2009): Skipping the Baltic: the emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian Barnacle geese. *J. Anim. Ecol.* 78 : 63-72. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01485.x>.

- Eichhorn G. (2008): Travels in a changing world. - PhD Rijksuniversiteit Groningen.
- Eichhorn G., Afanasyev V., Drent R.H., van der Jeugd H.P. (2006): Spring stopover routines in Russian Barnacle Geese *Branta leucopsis* tracked by resightings and geolocation. - *Ardea* 94: 667.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* 18, 2. Aufl.: 1-258.
- Ellis M., Warrender H. (2019): Motivations and barriers to participation in a hunter-specific citizen science project. pp. 54-55. 34th IUGB Congress 2019, Kaunas, Lithuania, 26-30th August 2019, Kaunas, Lithuania.
- Eschkötter S. (1991): Der Einfluss von anthropogenen Störungen auf das Zeitbudget bei Ringelgänsen im Frühjahrsaufenthaltsgebiet im Nordfriesischen Wattenmeer. - Dipl. Universität Osnabrück.
- Everaert J. (2002): Wind turbines and birds in Flanders: preliminary study results and recommendations. - *Natuur. Oriolus* 69: 145-155.
- Eversberg A. (2009): "Gänse gehören ins Wattenmeer". Webpage.
- Fiedler W., Davidson S. (2012): Movebank - eine offene Internetplattform für Tierwanderungsdaten. - *Vogelwarte* 50: 15-20.
- Follestad A., Nygard T., Rov N., Larsen B.H. (1988): Distribution and numbers of moulting non-breeding Greylag Geese in Norway. - *Wildfowl* 39: 82-87.
- Fox A.D., Kahlert J. (2000): Do moulting Greylag Geese *Anser anser* forage in proximity to water in response to food availability and / or quality? - *Bird Study* 47: 266-274.
- Fox A.D., Madsen J. (1997): Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. - *J. appl. Ecol.* 34: 1-13.
- Fox A.D., Madsen J. (2017): Threatened species to super-abundance: The unexpected international implications of successful goose conservation. - *Ambio* 46: 179-187.
- Fox A.D., Leafloor J.O. (2018): A Global audit of the status and trends of Arctic and Northern Hemisphere goose population, Part 1. - *Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat (CAFF)*: 1-32.
- Fox A.D., Elmberg J., Tombre I.M., Hessel R. (2017): Agriculture and herbivorous waterfowl: A review of the scientific basis for improved management. - *Biol. Reviews* 92: 854-877.
- Fox A.D., Kahlert J., Ettrup H., Nilsson L., Hounisen J.P. (1995): Moulting Greylag Geese *Anser anser* on the Danish island of Saltholm; numbers, phenology, status and origins. - *Wildfowl* 46: 16-30.
- Fox A.D., Madsen J., Boyd H., Kuijken E., Norriss D.W., Tombre I.M., Stroud D.A. (2005): Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. - *Global Change Biology* 11: 881-893.
- Franke U., Goll B., Hohmann U., Heurich M. (2012): Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high-resolution natural colour images. *Anim. Biodiv. Conserv.* 35: 285-293.
- Gedeon K., Grüneberg C., Mitschke A., Sudfeldt C., Eikhorst W., Fischer S., Flade M. (2012). Atlas Deutscher Brutvogelarten: Atlas of German Breeding Birds. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gerdes K., Reepmeyer H. (1983): Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Blessgänse (*Anser fabalis*, *Anser albifrons*) in Abhängigkeit von naturschutzschädlichen und fördernden Einflüssen. - *Vogelwelt* 104: 54-67.
- Gerdes K. (1994): Lang- und kurzfristige Bestandsänderungen der Gänse (*Anser fabalis*, *A. albifrons*, *A. anser* und *Branta leucopsis*) am Dollart und ihre ökologischen Wechselbeziehungen. - *Vogelwarte* 37: 157-178.
- Gerdes K. (2000): Die Vogelwelt im Landkreis Leer. - Verlag Schuster, Leer (Ostfr.).
- Gerdes K. (2019): Entwicklung der Vogelwelt im Landkreis Leer. - NABU KG Leer, Leer.
- Gerdes K., Hess D., Reepmeyer H. (1978): Räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Gänse (*Anser fabalis*, *A. albifrons* und *A. anser*) im Bereich des Dollart (1971-1977). - *Vogelwelt* 99: 81-116.
- Gill J. A. (1996): Habitat choice in pink-footed geese: quantifying the constraints determining winter site use. - *J. Appl. Ecol.* 33: 884-892.
- Gill J.A., Norris K., Sutherland W.J. (2001): Why behavioural response may not reflect the population consequences of human disturbance. - *Biol. Conserv.* 97: 265-268.
- Gräber R., Strauß E., Rölfing F., Johanson S. (2019): Wild und Jagd - Landesjagdbericht 2018/19.. - Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Hannover. 132 S. Green R.E., Hiron G.J.M., Cresswell B.H. (1990): Foraging habitats of female common snipe *Gallinago gallinago* during the incubation period. - *J. appl. Ecol.* 27: 325-335.
- Grieschenko M., Prins H.H.T., Ydenberg R.C., Schaepman M.E., de Boer W.F., de Knegt H.J. (2019): Land use change and the migration geography of Greater White-fronted geese in European Russia. - *Ecosphere* 10 e02754. doi:10.1002/ecs2.2754.
- Grignolio S., Brivio F., Sica N., Apollonio M. (2019): Sexual differences in the behavioural response to a variation in predation risk. - *Ethology* 125: 603-612. doi.org/10.1111/eth.12887.
- Großkopf G., Klaehn D. (1983): Die Vogelwelt des Landkreises Stade Seetaucher - Spechte. - Schaumburg, Stade.

- Grünkorn T. (2010): Vogelkollisionen an Windmühlen. – DO-G Proc. 2010, Helgoland: 37.
- Grünkorn T., Blew J., Coppack T., Krüger O., Nehls G., Potiek A., Reichenbach M., von Rönn J., Timmermann H., Weitkamp S. (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- Guillemain M., Fox A.D., Pöysä H., Väänem V.-M., Christensen T., Triplet P., Schricke V., Korner-Nievergelt F. (2013): Autumn survival inferred from wing age ratios: Wigeon juvenile survival half that of adults at best? *J. Orn.* 154 (2), 351-358. doi.org/10.1007/s10336-012-0899-y.
- Harrison J.G. (1952): *Estuary Saga*. - H.F. & G. Witherby Ltd., London.
- Harrison J.G. (1954): *Pastures new - a wildfowler naturalist explores north-west Germany*. - H.F. & G. Witherby Ltd, London.
- Heath. M.F., Evans M.I. (2000): *Important Bird Areas in Europe. Priority sites for conservation*. BirdLife International, Cambridge.
- Heckenroth H. (1985): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 14: 1-428.
- Heckenroth H., Laske V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 38: 1-332.
- Hegewald I. (2002): *Die Nahrung von Graugänsen Anser anser (L., 1858) im Naturschutzgebiet Riddagshausen (Stadt Braunschweig)*. - Dipl.arb. Univ. Hannover.
- Heppleston P.B. (1972): The comparative breeding ecology of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus* L.) in inland and coastal habitats. - *J. Anim. Ecol.* 41: 23-51.
- Hespeler B. (1999): *Wildschäden heute*. - BLV, München.
- Hoefer K. (2019): *Gunshot Detection & Localization for Anti-Poaching Initiatives*. - Master of Arts Exegesis. Arizona State University. 57 S.
- Holm T., Madsen J. (2012): Incidence of embedded shotgun pellets and inferred hunting kill amongst Russian/Baltic barnacle geese *Branta leucopsis*. - *Eur. J.Wildl.Res.*59: 77-80. doi.org/10.1007/s10344-012-0649-8.
- Horne J.S., Garton E.O., Krone S.M., Lewis J.S. (2007): Analyzing animal movements using Brownian bridges. - *Ecology* 88: 2354-2363.
- Hothorn T, Bretz F., Westfall P. (2008): Simultaneous Inference in General Parametric Models. -*Biometrical Journal* 50: 346–363.
- Hötter H., Thomsen K.-M., Köster H. (2004): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und Fledermäuse - Fakten, Wissenslücken, Anforderung an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. - BfN Abschlussbericht Projekt Z1.3-684- 11-5/03.
- Hudec K. , Rooth J. (1970): Die Graugans. - Neue Brehm-Bücherei 429, Wittenberg-Lutherstadt.
- Hudec K. (1984): Migrational movements of the Greylag Goose *Anser anser* in Europe: a Synopsis. - *Acta Sc. Nat. Brno.*18: 33-55.
- Hummel D. (1978): Das Vorkommen der Graugans (*Anser anser*) in der Bundesrepublik Deutschland. *Ber. dtsh. Sek. int. Rat. Vogelschutz* 18: 52-58.
- Hüppop O., Gabrielsen G.W. (1999): Energetic consequences of human disturbances. - *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr.*, Durban: 3209–3210.
- Hustings M.F.H., Kwak R.G.M., Opdam P.F.M., Reijnen M.J.S.M. [Hrsg] (2005). *Vogelinventatie. Achtergronden, richtlijnen en verslaglegging*. - Pudoc, Wageningen.
- Inglis I.R., Lazarus J. (1981): Vigilance and flock size in Brent Geese: The edge effect. - *Z. Tierphysiol.* 57: 193-200.
- Jacobs J. (1974): Quantitative measurement of food selection. - *Oecologica* 14: 413-417.
- Jaene J., Kruckenberg H. (1996): Einfluss von Straßen und Bebauung auf die Raumnutzung überwinternder Bles- und Nonnengänse (*Anser albifrons*, *Branta leucopsis*). - Dipl. Arbeit Universität Osnabrück.
- Jaene J., Kruckenberg H., Bergmann H.-H. (1998): Wie teilbar ist Landschaft? Untersuchungen zum Einfluss von Straßen auf überwinternde Blessgänse (*Anser albifrons*) am Dollart. - *Artenschutzreport* 8: 50-55.
- Jaene-Borbach J., Kruckenberg H., Bellebaum J. (2009): Auswirkungen von Lebensraumzerschneidung auf die Tragkapazität von Gänse- und Entenrastgebieten am Beispiel des Rheiderlands (Ostfriesland). - *Osnab. Naturwiss. Mitt.* 35: 83-90.
- Jefferies R.L., Drent R.H. (2006): Arctic geese, migratory connectivity and agricultural change: calling the sorcerer's apprentice to order. - *Ardea* 94: 537-554.
- Jensen G.H., Madsen J., Tombre I.M. (2016): Hunting migratory geese: is there an optimal practice? - *Wildl. Biol.* 22 : 194-203. doi.org/10.2981/wlb.00162.
- Jensen R.A., Wisz M.S., Madsen J. (2008): Prioritizing refuge sites for migratory geese to alleviate conflicts with agriculture. - *Biol. Conserv.* 141: 1806-1818. doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.027.

- Johnson I.P., Sibly R.M. (1989): Effects of plastic neck collars on the behaviour and breeding performance of geese and their value for distant recognition of individuals. - Ringing & Migration 10: 58-62.
- Jongejans E., Nolet B.A., Schekkerman H., Koffijberg K., de Kroon H. (2014): Naar een effectief en internationaal verantwoord beheer van de in Nederland overwinterende populatie Kolganzen. - SOVON-rapport 2104/56.
- Jonker R.M., Kraus R.H.S, Zhang Q., van Hooft P., Larsson K., van der Jeugd H.P., Kurvers R.H.J.M., van Wieren S.E., Loonen M.J.J.E., Crooijmans R.P.M.A., Ydenberg R.C., Groenen M.A.M, Prins H.H.T. (2013): Genetic consequences of breaking migratory traditions in barnacle geese *Branta leucopsis*. - Molecular Ecol 22: 5835-5847. doi.org/10.1111/mec.12548.
- Kahlert J. (2006a): Effects of feeding patterns on body mass loss in moulting Greylag Geese *Anser anser*. Capsule Body mass loss was mainly affected by daily travel distance between roost site and feeding patches. - Bird Study 53: 20-31. doi.org/10.1080/00063650609461412.
- Kahlert J. (2006b): Factors affecting escape behaviour in moulting Greylag Geese *Anser anser*. - J. Orn. 147: 569-577. doi.org/10.1007/s10336-006-0081-5.
- Kalchreuter H. (2000): Das Wasserwild. Verbreitung und Lebensweise - Jagdliche Nutzung und Erhaltung. - Frankh-Kosmos, Stuttgart, 299 S.
- Kalchreuter H (2003): Die Sache mit der Jagd. [5. neubearb. Aufl.], - Frankh-Kosmos, Stuttgart, 558 S.
- Kays R., Crofoot M.C., Jetz W., Wikelski M. (2015): Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. - Science 348: 2478.
- Kear J. (1963): The protection of crops from damage by wildfowl. - Wildfowl Annual Trust report 14: 66-71.
- Kear J. (1990): Man and Wildfowl. - T. & A.D. Poyser, London.
- Keller V. (1996): Effects and management of disturbance of waterbirds by human recreational activities: a review. Gibier Faune Sauvage 13: 1039-1047.
- Keller V. (1991): The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding sites of geese (*Anser brachyrhynchus*, *A. anser*), wintering in North-East Scotland. - Ardea 79: 229-232.
- Keller V. (1995): Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel - eine Literaturübersicht. - Orn. Beob. 92: 3-38.
- Kempf N., Hüppop O. (1996): Auswirkungen von Fluglärm auf Wildtiere: ein kommentierter Überblick. - J. Orn. 137: 101-113.
- Kenntner N., Heinicke T., Polderdijk K., Krone O. (2008): Prävalenz der Schrotbelastung bei Wildgänsen in Deutschland – Vorläufige Ergebnisse. - Vogelwarte 46: 298-299.
- Keuling O., Siebert U. (2015): Literaturstudie zum Gänsemanagement in Europa als Grundlage für ein Gänsemanagement in Niedersachsen. - Abschlussbericht i.A. Landesjägerschaft Niedersachsen e.V., Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung. 55 S.
- Keuling O., Stier N., Roth M. (2008): How does hunting influence activity and space use in wild boar *Sus scrofa*. - Eur. J. Wildl. Res. 54: 729-737. [doi 10.1007/s10344-008-0204-9](https://doi.org/10.1007/s10344-008-0204-9).
- Kirby J.S., Statterfields A.J., Butchart S.H.M., Evans M.I., Grimmett R.F.A., Jonas V.R., O'Sullivan J., Tucker G.M., Newton I. (2008): Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. - Bird Conserv. Int. 18. doi.org/10.1017/s0959270908000439.
- Klaassen M., Bauer S., Madsen J., Tombre I. (2006): Modelling behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. J. appl. Ecol. 43: 92-100. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01109.x.
- Klages I., Strauß E., Siebert U. (2019): Erfassung der übersommernden Gänse in Niedersachsen Abschlussbericht 2018. - Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Hannover. S.
- Klages I., Strauß E. (2008): Small game and goose survey 1994-2006 in Lower Saxony, Germany. - Vogelwelt 129: 153-157.
- Klapp E., Boeker P., König F., Stählin A. (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. – Das Grünland 2/53: 38-40.
- Kleijn D., van der Hout J.J., Jansman H.A.H.J., van Kats R.J.M., Knecht E., Lammertsma D.R., Müskens G.J.D.M., Melman T.C.P. (2011): Hebben grauwe ganzen een negatief effect op weidevogels? - Alterra-rapport 2233. Alterra, Wageningen.
- Kleijn D., Knecht E. Ebbinge B.S. (2009): Evaluatie Opvangbeleid 2005-2008 overwinterende ganzen en smienten part 3: Het effect van de invoering van het opvangbeleid op de verdeling van ganzen over opvanggebieden en gangbaar boerenland.- Alterra-rapport 1783: 1-52.
- Koffijberg K., Schekkerman H., van der Jeugd H.P., Hornman M., van der Winden E. (2017): Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in The Netherlands. - Ambio 46 (suppl): 241-250.
- Kölzsch A., Bauer S., de Boer R., Griffin L., Cabot D., Exo K.-M., van der Jeugd H.P., Nolet B.A. (2014): Forecasting spring from afar? Timing of migration and predictability of phenology along different migration routes of an avian herbivore. - J. Anim. Ecol. 84:272-283. doi.org/10.1111/1365-2656.12281.

- Kölzsch A., Müskens G.J.D.M., Szinai P., Moonen S., Glazov P., Kruckenberg H., Wikelski M., Nolet B.A. (2019): Flyway connectivity and exchange primarily driven by moult migration in geese. - *Movement Ecol.* doi.org/10.1186/s40462-019-0148-6.
- Kölzsch A., Voslamber B., Griffith L., Mitchell C., Logotheti A., Boudewijn T., Glazov P., Kruckenberg H., Müskens G.J.D.M. (2017): Advantages of neckband GPS tags on grey geese. - *Goose Bulletin* 22: 3-16.
- Komenda-Zehnder S., Cevallos M., Bruderer B. (2003): Effects of disturbance by aircraft overflight on waterbirds - an experimental approach. - *Intern. Bird Strike Com. IBSC26/WP-LE2*
- Kondratyev A.V., Zaynagutinova E. (2008): Greater White-fronted Geese *Anser albifrons* and Bean Geese *A. fabalis* on Kolguev Island – abundance, habitat distribution, and breeding biology. - *Vogelwelt* 129: 326-333.
- Koop B. (1996): Ornithologische Untersuchungen zum Windenergiekonzept des Kreises Plön. - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreis Plön.
- Kowallik C., Borbach-Jaene J. (2001): Windräder als Vogelscheuchen? - Über den Einfluss der Windkraftnutzung in Gänseastgebieten an der nordwestdeutschen Küste. - *Vogelkd. Ber. Niedersachsens*. 33: 97-102.
- Kowallik C. (2002): Auswirkungen von Windanlagen, Straßen und Gebäuden auf die Raumnutzung von Nonnengänsen und ein Prognose-Verfahren zur Konfliktbewertung. - *Dipl.Arbeit a.d. Carl-von-Ossietzky-Universität Oldenburg*.
- Kowallik C., Kruckenberg H. (2008): Verdrängen Weißwangengänse *Branta leucopsis* die Blessgänse *Anser albifrons* aus ihren Nahrungsgebieten am Dollart? - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 40: 417-426.
- Kowallik C., Koffijberg K. (2018): Sommerbestände von Gänsen in Nordrhein-Westfalen 2011-2017. - *Charadrius* 54: 151-166.
- Kranstauber B., Kays R., la Point S.D., Wikelski M., Safi K. (2012): A dynamic Brownian bridge movement model to estimate utilization distributions for heterogeneous animal movement. - *J. Anim. Ecol.* 81: 738-746.
- Krijnsveld K.L., Akershoek K., Schenk E., Dijk E., Dirksen S. (2009): Collision risk of birds with modern large wind turbines. - *Ardea* 93: 357-366.
- Kristiansen J.N. (1997): Estimating the population size of breeding Greylag Geese *Anser anser* based on vertical aerial photographs. - *Wildfowl* 48: 65-71.
- Kristiansen J.N. (1998a): Egg predation in reedbed nesting Greylag Geese *Anser anser* in Vejlerne, Denmark. - *Ardea* 86: 137-145.
- Kristiansen J.N. (1998): Nest site preference by Greylag Geese *Anser anser* in reedbeds of different harvest age. - *Bird Study* 45: 337-343.
- Kruckenberg H., Jaene J. (1999): Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). - *Natur u. Landschaft*. 74: 420-427
- Kruckenberg H., Borbach-Jaene J. (2001): Auswirkung eines Windparks auf die Raumnutzung nahrungssuchender Blessgänse - Ergebnisse aus einem Monitoringprojekt mit Hinweisen auf ökoethologischen Forschungsbedarf. - *Vogelkd. Ber. Niedersachsens*. 33: 103-109.
- Kruckenberg H. (2002): Vögel und Windkraftanlagen. - *Falke* 49: 336-343.
- Kruckenberg H., Bellebaum J., Wille V. (2007): Fluchtdistanzen nordischer Gänse entlang des Zugwegs. - *Vogelwarte* 45: 317-318.
- Kruckenberg H., Keuling O., Moonen S., Siebert U., Bairlein F. (2016): Graugans-Forschung: Jäger können helfen. - *Niedersächsischer Jäger* 15/2016: 28-33.
- Kruckenberg H., Keuling O., Moonen S., Siebert U., Bairlein F. (2016): Wintergäste - Untersuchungen zum Verhalten arktischer Wildgänse. - *Niedersächsischer Jäger* 22/2016: 30-31.
- Kruckenberg H., Penkert T. (2010): Pink-footed geese staging along the Eastern Frisian coastal area (Lower Saxony, Germany) in 2009/10. - *Goose Bulletin* 11: 15-17.
- Kruckenberg H. (2004): Raumnutzung individuell markierter Blessgänse im nordwestlichen Ostfriesland - Hinweise für eine biologisch begründete Abgrenzung von Vogelschutzgebieten. - *Natur und Landschaft* 79: 309-316.
- Kruckenberg H., Degen A. (2002): Farbmarkierungsprojekte an Gänsen und Schwänen - eine Übersicht für den norddeutschen Raum. - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 34: 91-99.
- Kruckenberg H., Kowallik C. (2008): Verdrängen Weißwangengänse *Branta leucopsis* die Bläßgänse *Anser albifrons* aus ihren Nahrungsgebieten am Dollart? *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 40: 417-426.
- Kruckenberg H., Borbach-Jaene J. (2000): Die Ostfriesischen Binnenmeere im Landkreis Aurich und umliegende Nahrungsflächen als Rastgebiet von Schwänen und Gänsen. - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 32: 27-41.
- Kruckenberg H., Borbach-Jaene J. (2001): Auswirkungen eines Windparks auf die Raumnutzung nahrungssuchender Blessgänse - Ergebnisse aus einem Monitoringprojekt mit Hinweisen auf ökoethologischen Forschungsbedarf. - *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 33: 103-109.
- Kruckenberg H., Jaene J. (1999): Zum Einfluss eines Windparks auf die Verteilung weidender Bläßgänse im Rheiderland (Landkreis Leer, Niedersachsen). - *Natur und Landschaft* 74: 420-427.
- Kruckenberg H. (2002): Muster der Raumnutzung markierter Blessgänse (*Anser a. albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. - *Diss. Universität Osnabrück*.

- Kruckenbergh H. (2002a): Erfassung rastender Gänse und Schwäne in den Vogelschutzgebieten Krummhörn, Ostfriesische Binnenmeere und Ems-Dollart-Gebiet (SPA Rheiderland, Unterems, Dollart, Ostfriesische Meere und Krummhörn) sowie deren Umgebung im Winter 2001/2002. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte im Nds. Landesamt für Ökologie.
- Kruckenbergh H. (2004): Rastende Wildgänse und Schwäne im nordwestlichen Ostfriesland im Winter 2003/04. Monitoringbericht über die ProLand Flächen in den Vogelschutzgebieten V06 und V10(Rheiderland) und V03 (Westermarsch II). - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte NLÖ.
- Kruckenbergh H. (2006): Vorkommen und räumliche Verteilung rastender Gänse und Schwäne in den Gänseregionen Ems-Dollart (Rheiderland), Krummhörn und Leybucht sowie Ostfriesische Binnenmeere (EU Vogelschutzgebiete V03, V04, V06, V09, V10) als Grundlage für eine Effizienzkontrolle des ProLand-Vertragsnaturschutzprogrammes "Schutz nordischer Gastvögel". - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte, Hannover.
- Kruckenbergh H. (2007): Gänse und Schwäne als Gastvögel im nordwestlichen Ostfriesland 2006/07. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte Hannover.
- Kruckenbergh H. (2010): Erfolgreiche Wiederansiedlung - Rückkehr der Graugans. - Pirsch 17/2010: 32-35.
- Kruckenbergh H. (2011): Gänseforschung im nordwestlichen Ostfriesland - 100 Jahre Naturschutz NABU Kreisgruppe Leer. - Naturerlebnis Ostfriesland 4: 40-43.
- Kruckenbergh H. (2012): Vorkommen und räumliche Verteilung von Gastvögeln in der Emsniederung außerhalb der Vogelschutzgebiete (2006/07 bis 2010/11). - im Auftrag des Landkreis Leer
- Kruckenbergh H. (2013): Vorkommen von Gastvögeln in ausgewählten Gebieten des Landkreis Leer - Ergebnisse einer Datenrecherche sowie Geländeerfassungen März 2012-April 2013. - im Auftrag des Landkreis Leer.
- Kruckenbergh H. (2014): Bestand und räumliche Verbreitung ausgewählter Gastvogelarten in der Leda-Jümme-Niederung (Landkreis Leer) im Winter 2013/14. - Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 44: 1-22.
- Kruckenbergh H. (2015): Vorkommen von Gastvögeln in der Gänseregion Flumm-Fehntjer-Tief im Winter 2014/15. - im Auftrag des Landkreis Aurich.
- Kruckenbergh H. (2016): Vorkommen von Gänsen und Schwänen in den EU-Vogelschutzgebieten in der Gänseregion Ems-Dollart (V06, V10) Oktober 2015 bis April 2016 im Rahmen der Effizienzkontrolle des PFEIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Fördermaßnahme nordische Gastvögel. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte NLWKN, Hannover.
- Kruckenbergh H. (2019): Large-Scale egg-dumping by island nesting Greylag Geese *Anser anser*: an indication of density-dependent regulation in a breeding population in northwest Lower Saxony, Germany? *Wildfowl* 63: 221-229.
- Kruckenbergh H. (2019a): Das Brutvorkommen der Graugans *Anser anser* in Niedersachsen und Bremen mit Anmerkungen zum Vorkommen von Kanadagans *Branta canadensis*, Weißwangengans *Branta leucopsis* und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* - Ergebnisse der landesweiten Erfassung 2016. - Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 46: 181-203.
- Kruckenbergh H., Kondratyev A.V., Mooij J.H., Zöckler C., Zaynagitina E. (2008): White-fronted Goose Flyway Population Status - interim report of a preliminary study in 2006.- *Angewandte Feldbiologie* 2: 1-63.
- Kruckenbergh H., Müskens G.J.D.M., Ebbinge B.S. (2007a): Satellitentelemetrie von Blässgänsen *Anser albifrons albifrons* auf dem Frühjahrszug 2006 und 2007. - *Vogelwarte* 45: 330-331.
- Kruckenbergh H., Bellebaum J., Wille V. (2008): Escape distances of staging Arctic geese along the flyway. - *Vogelwelt* 129: 169-173.
- Kruckenbergh H., Jaene J., Bergmann H.-H. (1998): Mut oder Verzweiflung am Straßenrand? Der Einfluss von Straßen auf die Raumnutzung und das Verhalten von äsenden Bles- und Nonnengänsen am Dollart, NW-Niedersachsen. - *Natur u Landschaft* 73: 3-8.
- Kruckenbergh H., Moonen S., Keuling O. (2018): Nicht nur grau sondern auch bunt - markierte Graugänse in Niedersachsen. - *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 46: 129-133.
- Krüger T., Oltmanns B. (2007): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. - *Inform.dienst Naturs. Niedersachs.* 2/07.
- Krüger T., Ludwig, J., Pfätzke, S., Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 48: 1-552
- Lameris T., Kölzsch A., Dokter A., Nolet B.A., Müskens G.J.D.M. (2017): A novel harness for attaching tracking devices to migratory geese. - *Goose Bulletin* 22: 25-30.
- Lameris T., van der Jeugd H.P., Eichhorn G., Dokter A.M., Bouten W., Boom M.P., Litvin K.E., Ens B.J., Nolet B.A. (2018): Arctic Geese tune Migration to a Warming Climate but still suffer from a phenological mismatch. - *Current Biology* 28: 2467-2473.
- Lameris T., Scholten I., Bauer S., Cobben M.M.P., Ens B.J., Nolet B.A. (2017): Potential for an Arctic-breeding migratory bird to adjust spring migration phenology to Arctic amplifications. - *Global Change Biology* 23: 4058-4067.
- Lameris T.K., Müskens G.J.D.M., Kölzsch A., Dokter A.M., Jeugd H.P., Nolet B.A. (2018): Effects of harness-attached tracking devices on survival, migration, and reproduction in three species of migratory waterfowl. - *Anim. Biotelemetry* 6: 7.

- Lane S.L., Hassall M. (1996): Nocturnal feeding by dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*. - Ibis 138: 291-297.
- Larsen J.K., Madsen J. (2000): Effects of wind turbines and other physical elements on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): a landscape perspective. - Landscape Ecology 15: 755-764
- Larsen J.K. (1997): Wigeon *Anas penelope* numbers and bags during two hunting regulation schemes at Skallingen, Denmark. - Wildfowl 47: 126-134.
- Lauenstein G. (1999): Was sind Gänseschäden, wann und wo treten sie auf? - NNA-Berichte 3/99: 132-134.
- Laursen K., Frikke J. (2006): Assessment of sustainable management of staging waterbirds in the Danish Wadden Sea. Wildfowl 56, 152 - 171.
- Laursen K., Kahler J., Frikke J. (2005): Factors affecting escape distances of staging waterbirds. Wildl. Biol. 11: 13-19. [doi.org/10.2981/0909-6396\(2005\)11\[13:faedos\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[13:faedos]2.0.co;2).
- le Corre N., Peuziat I., Brigand L., Gelinaud G., Meur-Ferec C. (2013): Wintering Waterbirds and Recreationists in Natural Areas: A Sociological Approach to the Awareness of Bird Disturbance. - Environm. Manage.t 52: 780-791. doi.org/10.1007/s00267-013-0118-5.
- Lebret T., Mulder T., Philippona J., Timmerman A. (1976): Wilde ganzen in Nederland. Thieme, Zulpfen.
- Leege O. (1905): Die Vögel der friesischen Inseln. - Verlag W. Haynel, Emden, Borkum.
- Linderoth P. (2007): Der Einfluss extensiver Jagd auf den Wasservogelbestand an einem Rastplatz der Schnatterente (*Anas strepera*) in Süddeutschland. Vol. 7, Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf - Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei - Wildforschungsstelle Aulendorf - Baden-Württemberg, Aulendorf, 120 S.
- Ludwig J., Belting H., Helbig A.J., Bruns H.A. (1990): Die Vögel des Dümmer-Gebietes. Avifauna eines norddeutschen Flachsees und seiner Umgebung. - Naturschutz u. Landschaftspf. Niedersachs. 21: 1-231.
- Madsen J. (1995): Impacts of disturbance on migratory waterfowl. - Ibis 137: 67-74. doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08459.x.
- Madsen J. (1998a): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I: Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. - J. appl.Ecol : 386-397. doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00315.x.
- Madsen J. (1998b): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. - J.appl.Ecol 35 : 398-417. doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00315.x.
- Madsen J., Fox A.D. (1995): Impacts of hunting disturbance on waterbirds-a review. Wildl. Biol. 1 : 193-207.
- Madsen J., Noer H. (1996): Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. Wildl. Biol. 2: 75-82.
- Madsen J. (1985): Impact of disturbance on field utilization of Pink-footed Geese in West Jutland, Denmark. Biol. Conserv. 33: 53-63.
- Madsen J. (1988): Autumn Feeding Ecology of Herbivorous Wildfowl in the Danish Wadden Sea, and Impact of Food Supplies and Shooting on Movements. - Danish Rev.Game Biol. 13: 1-32.
- Madsen J. (1994): Impact of disturbance on migratory waterfowl. - Ibis 137, Suppl.: 67-74.
- Madsen J. (1998): Changing trade-offs between predation risk and food intake: gaining access to feeding patches during spring-fattening in pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. - Norsk Polarinst. Skr. 200: 303-311.
- Madsen J., Kuijken E., Kuijken-Verscheure C., Hansen F., COTTAR F. (2001): Incidents of neckband icing and consequences for body condition and survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. - Wildl. Biol. 7: 49-53.
- Madsen, J., G. Cracknell & A.D. Fox (Hrsg. 1999): Goose populations of the western palearctic. - Wetlands International Publ. 48, Wageningen.
- Madsen J., Marcussen L.K., Knudsen N., Balsby T.J.S., Clausen K.K. (2019): Does intensive goose grazing affect breeding waders? - Ecol. Evol. doi: 10.1002/ece3.5923.
- Manly B.F.L., McDonald L., Thomas D.L., Erickson W.P. (2007): Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. - Springer, Stuttgart.
- Mansholt D.R. (1909, Reprint 1990): Vor einem halben Jahrhundert – Jugenderinnerungen eines Landwirtes aus dem Rheiderland um 1850. – Schuster, Leer.
- Månsson, J. (2017): Lethal scaring - Behavioral and short-term numerical response of greylag goose *Anser anser*. - Crop Protection 96: 258-264.
- Marxmeier U., Körner F. (2009): Bestandsentwicklung und Rastphänologie ausgewählter Wasservogelarten im EU-Vogelschutzgebiet Dümmer. - Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 41: 43-46.
- Mayfield H. (1961): Nesting success calculated from exposure. - Wilson Bulletin 73: 255-261.
- Johnson D. J. (1979): Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. - Auk 96: 651-661.
- Melman T.C.P., Lange H.J.D., Clerkx A.P.P.M (2011): QuickScan effectiviteit van het weren en verjagen van ganzen. Alterra, Wageningen.
- Milsom T.P., Hart J.D., Parkin W.K., Peel S. (2002): Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. - Biol. Conserv. 103: 199-207.

- Mineev, Yu. N., Mineev O.Yu. (1997): Geese numbers and their changes in the Pechora delta and north-eastern Malozemelskaya tundra. - Kasarka 3: 353-357.
- Mitchell C., Madsen J. (1996): Promoting wise use of individual marking techniques for geese. - Wetlands International Goose Specialist Group Bulletin 8: 7-8.
- Mitschke A., Sudfeldt C., Heidrich-Riske H., Dröschmeister R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands. - Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethoden und erste Ergebnisse. - Vogelwelt 126: 127-140.
- Mooij J.H. (1992): Behaviour and energy budget of wintering geese in the Lower Rhine area of north Rhine-Westphalia, Germany. - Wildfowl 43, 121-138.
- Mooij J.H. (2000): Gänse und Landwirtschaft - Entwicklung der Bestandszahlen und Schadensprobleme im Norden Deutschlands. - Beitr. Jagd- u. Wildforschung 25: 293-315.
- Mooij J.H. (2005): Protection and use of waterbirds in the European Union. (2005): Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 30: 49-76.
- Mooij J.H., Kostin I. (1997): Bestände der Saat- und Bleißgans in Deutschland und der westlichen Paläarktis. - Beitr. Jagd- u. Wildforschung 22: 23-41.
- Mooij J.H. (1995a): Bestandsentwicklung der Gänse in Deutschland und der westlichen Paläarktis sowie Bemerkungen zu Gänseschäden und Gänsejagd. - Ber. Vogelschutz 33: 47-59.
- Mooij J.H. (1996): Ecology of geese wintering at the Lower Rhine area (Germany). - PhD University Wageningen.
- Mooij J.H., Kruckenberg H., Kondratyev A.V., Zaynagutinova E., Zöckler C. (2011): Kolguev - Island of geese. - GooseBulletin 13: 24-33.
- Müsse J.M. (2017): Untersuchung potentieller Einflussfaktoren auf die Altersklassenstruktur der Graugansjagdstrecke und Praxisanleitung zur Alterseinschätzung erlegter Graugänse. BSc. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover. 23 S.
- NABU Ostfriesland, Flore B.O. (2001): Brutvögel im BSG "Ostfriesische Meere" im Jahr 2001. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte, Hannover.
- Navedo J.G., Herrera A.G. (2012): Effects of recreational disturbance on tidal wetlands: supporting the importance of undisturbed roosting sites for waterbird conservation. J. Coastal Conserv. 16: 373-381. doi.org/10.1007/s11852-012-0208-1.
- Newton I. (1998): Population limitation in birds. - Academic Press, Sand Diego, London.
- Newton I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. - Ibis: 146: 579-600.
- Newton I. (2007): The migration ecology of birds. - Academic Press, London - New York - Oxford.
- Newton I. (2010). Bird migration. - Collins, London.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar (IBP Elbe). Teil Niedersachsen. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/integrierte_bewirtschaftungsplaene_aestuar/elbeaestuar/teilgebiet_niedersachsen_september_2011/integrierter-bewirtschaftungsplan-elbeaestuar-ibp-elbe-100526.html.
- Niedersächsischer Landtag (2014a): Antrag: Gänsemonitoring und -management in Niedersachsen. Niedersächsischer Landtag, Drucksache 17/1757
- Niedersächsischer Landtag (2014b): Beschlussempfehlung: Gänsemonitoring und -management in Niedersachsen. Niedersächsischer Landtag, Drucksache 17/2107.
- Niedersächsischer Landtag (2014c): Unterrichtung: Gänsemonitoring und -management in Niedersachsen. Niedersächsischer Landtag, Drucksache 17/2223.
- Niedersächsisches Umweltministerium (2000): Bekanntmachung der EU-Vogelschutzgebiete https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/eu_vogelschutzrichtlinie_und_eu_vogelschutzgebiete/bekanntmachung_des_mu_im_nds_ministerialblatt/bekanntmachung-der-eu-vogelschutzgebiete-im-niedersaechsischen-ministerialblatt-46148.html (aktualisierte Version Stand 29.2.2020)
- Nilsson L., Kampe-Persson H. (2018): Changes in migration and wintering patterns of Greylag Geese *Anser anser* from southernmost Sweden during three decades. - Ornis Svecica 28: 19-38.
- Nilsson L., Persson H. (1991): An increasing breeding population of Greylag Geese *Anser anser* in Southern Sweden; a neck-banding study. - Ardea 79: 239-242.
- Nilsson L., Persson H. (1993): Variation in survival in an increasing population of the Greylag Goose *Anser anser* in Scania, southern Sweden. - Ornis Svecica 3: 137-146.
- Nilsson L., Persson H. (1994): Factors affecting the breeding performance of a marked Greylag Geese *Anser anser* population in south Sweden. - Wildfowl 45: 33-48.
- Nilsson L., Persson H. (1996): The influence of the choice of winter quarters on the survival and breeding performance of Greylag Geese (*Anser anser*). - Proceedings of the Anatidae 2000 Conference, Strasbourg, France, 5-9 December 1994, Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. 13: 557-571.

- Nilsson L., Follestad A., Koffijberg K., Kuijken E., Madsen J., Mooij J.H., Mouronval J.B., Persson H., Schricke V., Voslamber B. (1999): Greylag Goose *Anser anser*. Northwest Europe. - In: Madsen J., Cracknell G., Fox A. D. [Hrsg.]: Goose population of the Western Palearctic. A review of status and distribution. - Wetlands International Publ. 48: 182-201.
- Nilsson L., Kahlert J., Persson H. (2001): Moults and moult migration of Greylag Geese *Anser anser* from a population in Scania, south Sweden. - Bird Study 48: 129-138.
- Nipkow M. (2019): Ergebnisse der 1. Niedersächsischen Sommer-Gänsezählung 2018. - Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 46: 270-273.
- NLWKN (2019): Dümmer. https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/eu_vogelschutz_richtlinie_und_eu_vogelschutzgebiete/eu_vogelschutzgebiete_in_niedersachsen/eu-vogelschutzgebiet-v39-duemmer-134131.html (Stand 3.12.2019)
- NMELV (2014): Aktuelle Jagdzeiten in Niedersachsen (konsolidierte Fassung) Stand: 1. Oktober 2014 inkl. Verordnung zur Durchführung des Nieders. Jagdgesetzes (DVO-NJagdG) vom 23. Mai 2008 (Nds. GVBl. S. 194), zuletzt geändert durch Verordnung vom 23. September 2014 (Nds. GVBl. S. 271).
- Noer H., Madsen J., Hartmann P. (2007): Reducing wounding of game by shotgun hunting: effects of a Danish action plan on pink-footed geese. - J. appl. Ecol 44: 653-662. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01293.x.
- Nolet B.A., Kölzsch A., Elderenbosch M., van Noordwijk A.J. (2016): Scaring waterfowl as a management tool: how much more do geese forage after disturbance? - J. appl. Ecol. 53: 1413-1421. doi: 10.1111/1365-2664.12698.
- Norris K., Brindley E., Cook T., Babbs S., Brown C.F., Yaxley R. (1998): Is the density of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain declining due to changes in grazing management? - J. Appl. Ecol. 35: 621-634.
- Nowak, E. (1995): Jagdaktivitäten in der Vergangenheit und heute als Einflußfaktor auf Gänsepopulationen und andere Vögel Nordsibiriens. - in: Prokosch, P. & H. Hötker [Hrsg.]: Faunistik und Naturschutz auf Taimyr - Expeditionen 1989-1991. Corax 16, Sonderheft. Sonderheft der Schriftenreihe Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: 143-159.
- Nowald G., Donner N., Modrow M. (2010): Die Entwicklung der Rast von Kranichen *Grus grus* und der Einfluss der Landwirtschaft in der Rügen-Bock-Region. - Vogelwelt 131: 123-128.
- O'Brien M., Smith K. (1992): Changes in the status of waders breeding on wet lowland grasslands in England and Wales between 1982 and 1989. - Bird Study 39: 165-176.
- Olsson C., Gunnarsson G., Elmberg J. (2017): Field preference of greylag geese *Anser anser* during the breeding season. Eur. J. Wildl. Res. 63: 28.
- Ottusch I. (2019): Chick survival and habitat use of Greylag Geese (*Anser anser*) families in two lake areas in Lower Saxony, Germany. – Ms Thesis Universität Oldenburg.
- Ovilgie M.A. (1978): Wild Geese. - T & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Owen M. (1993): The UK shooting disturbance project. - Wader Study Group Bulletin 68: 35-46.
- Owen M., Black J.M. (1990): Waterfowl Ecology. - Blackie, Glasgow - London.
- Owens N.W. (1977): Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. - Wildfowl 28: 5-14.
- Pedersen M.B., Poulsen E. (1991): En 90 m/2 MW vindmolles indvirkning på fuglelivet. - Dankse Vildundersogelser Haefte 47: 1- 46.
- Pegel H. (2004): Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen in der Fehntjer-Tief-Niederung auf den Bestand und Brut-erfolg der Wiesenvögel. - in: Südbeck, P. & T. Krüger [Hrsg.]: Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. - Naturschutz u Landschaftspfl. Niedersachs. 41: 40-49.
- Percival S.M., Halpin Y., Houston D.C. (1997): Managing the distribution of barnacle geese on Islay, Scotland, through deliberate human disturbance. - Biol. Conserv. 82:273-277. doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00041-4.
- Persson H. (1994): Herfsttrek van Grauwe Ganzen *Anser anser*, wordt er non-stop gevlogen van Nederland naar de Coto de Donana, Spanje? - Limosa 67: 79-80.
- Persson-Kampe H. (2002): *Anser anser* Greylag Goose. - BWP Update Vol. 4: 181-216.
- Pfützke S. (2019): Bruterfolg der Uferschnepfe im Projektgebiet Untere Elbe 2019. - Bericht im Rahmen des "Wiesenvogelschutz in Niedersachsen" /LIFE10NAT/DE011), NLWKN, Hannover.
- Philippona J. (1972): Die Blessgans. - Neue Brehm Bücherei 457, Lutherstadt-Wittenberg.
- Phillips M.L., Clark W.R., Sovada M.A., Horn D.J., Koford R.R., Greenwood R.J. (2003): Predator selection of prairie landscape features and its relation to duck nest success. - J. Wildl. Manage. 67 : 104-114.
- Phillips R.A., Cope D.R., Rees E.C., O'Connell M. (2003): Site fidelity and range size of wintering Barnacle Geese *Branta leucopsis*: Barnacle Geese restrict their movements to relatively few key sites and exhibit considerable variation in ranging behaviour. - Bird Study 50: 161-169. doi: 10.1080/00063650309461308
- Pistorius P.A., Follestad A., Taylor F.E. (2006): Temporal changes in spring migration phenology in the Norwegian Greylag Goose *Anser anser*, 1971 - 2004. - Wildfowl 56: 23-36.

- Podhrazsky M., Musil P., Musilova Z., Zouhar J., Adam M., Zavora J., Hudec K. (2016): Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. - *Ibis*: 352-365. doi 10.1111/ibi.12440.
- Powolny T., Jensen G.H., Nagy S., Czajkowski A., Fox A.D., Lewis M., Madsen J. (2018): International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (NW / SW European Population) *Anser anser*. - AEWA Technical Series No. 71: 1-65.
- R Core Team (2019): R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.R-project.org/.
- Ramo C., Amat J.A., Nilsson L., Schricke V., Rodriguez-Alonso M., Gomez-Crespo E., Jubete F., Navedo J.G., Masero J.A., Palcios J., Boos M., Green A.J. (2015): Latitudinal-Related Variation in Wintering Population Trends of Greylag Geese (*Anser anser*) along the Atlantic Flyway: A Response to Climate Change? - *PLoS ONE* 10(10): doi:10.1371/journal.pone.0140181
- Regioplan (1995): Avifaunistisches Gutachten zum Besonderen Schutzgebiet "Ostfriesische Meere". - Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte, Hannover.
- Reicholf J. (1999): Gutachten zur Störökologie des Kanuwandersports. - Schriftenreihe des Deutschen Kanu-Verbandes (11). 128 S. - Duisburg.
- Rettig K. (1975): Neuansiedlung der Graugans am Großen Meer? - *Nds. Jäger* 1/75: 13.
- Rettig K. (1988): Konstante Vogelbestände und Veränderungen im Brutvogelbestand des Großen Meeres in den Jahren 1971 - 1979 - 1988. *Beitr. zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands* 30: 2-7.
- Rettig K. (1994): Die Vogelwelt des Großen Meere in Ostfriesland. - *Beitr. zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands* 69: 1-21.
- Rettig K. (1994a): Neues aus der Avifauna Ostfrieslands. - *Beitr. zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands* 71: 2-9.
- Riddington R., Hassall M., Lane S.J., Tirner P.R., Walters R. (1996): The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study* 43: 269–279.
- Ringleben H. (1968): Zum Wintervorkommen der Graugans in Deutschland mit Hinweisen auf Nachbarländer. *Falke* 15: 52-58.
- Rogacheva H. (1992): The birds of central siberia. - Husum.
- Rose P.M., Scott D.A. (1994): Waterfowl population estimates. - *IWRB Publ.* 29: 1-102.
- Rosin Z.M., Skórka P., Wylegała P., Krąkowski B., Tobolka M., Myczko Ł., Sparks T.H., Tryjanowski P. (2012): Landscape structure, human disturbance and crop management affect foraging ground selection by migrating geese. - *J. Orn.* 153: 747-759.
- Rutschke E. (1997): Wildgänse - Lebensweise, Schutz, Nutzung. - Parey, Berlin.
- Schekkerman, H., Beintema A.J. (2007): Abundance of invertebrates and foraging success of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. - *Ardea* 95: 39-55.
- Schilperoord L., Schilperoord-Huisman M. (1981): De invloed van Verstoringen of Dedrag en Dagindeling van de kleine Rietgans (*A. brachyrhynchus*) in Zuidwest Friesland. – Doktoraalverslag, Groningen.
- Schreiber I.B.R., B.M. Weiß, J. Hemetsberger & K. Kotschal (2013): The social life of Greylag Geese - patterns, mechanisms and evolutionary function in an avian model system. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Schreiber M. (1993): Zum Einfluß von Störungen auf die Rastplatzwahl von Watvögeln. - *Inform.d.Naturs.Nieders.* 5: 161-169
- Schreiber M. (1998): Vogelrastgebiete im Grenzgebiet zum Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer", an der Unterems und Unterweser. - NABU Niedersachsen [Hrsg], Hannover.
- Schreiber M. (1999): Windkraftanlagen als Störungsquelle für Gastvögel am Beispiel von Blessgans (*Anser albifrons*) und Lachmöwe (*Larus ridibundus*). - *Bremer Beitr. Naturkunde u. Naturschutz* 4: 39-47.
- Schreiber M. (2000): Windkraftanlagen als Störquellen für Gastvögel BfN Projektgruppe "Windenergienutzung" Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz zu naturverträglichen Windkraftanlagen, Landwirtschaftsverlag Münster: 3-54
- Shamoun-Baranes J., Bom R., van Loon E.E., Ens B.J., Oosterbeek K., Bouten, W. (2012): From sensor data to animal behaviour: an oystercatcher example. *PLoS one* 7(5).
- Siebels G. (1985): Ostfrieslands Pflanzen- und Tierwelt. - Verlag Ostfriesische Landschaft, Aurich.
- Siedel F. (1962): Das Große Meer - am größten See Ostfrieslands. - Kosmos: 277.
- Smart J., Gill J.A., Sutherland W.J., Watkinson A.R. (2006): Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. - *J. Appl. Ecol.* 43: 454-463.
- Smith K. (1983): The status and distribution of waders breeding on wet lowland grasslands in England and Wales. - *Bird Study* 30: 177-192.
- Sossinka R., Niemann J. (1994): Störungen von Entenvögeln durch Hubschrauber nach Untersuchungen an der Weiserstaustufe Schlüsselburg. - *Artenschutzreport* 4: 19-21.

- Spaans A.L., van den Bergh L.M.J. (1994): MER Windstreek Basisreport A - Grootschalige windenergie en vogels in Friesland: een onderzoek naar de mogelijke hinder voor vogels van het project Windstreek. - ibn-dlo (Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek) IBN-rapport 112, Wageningen.
- St. Georges M., Nadeau S., Lambert D., Decarie R. (1995): Winter habitat use by ptarmigan, snowshoe hares, red foxes, and river otters in the boreal forest-tundra transition zone of western Quebec. - *Can. J. Zool.* 73: 755-764.
- Stahl J., van der Graaf A.J., Drent R.H., Bakker J.P. (2006): Subtle interplay of competition and facilitation among small herbivores in coastal grasslands. - *Func. Ecol.* 20: 908-915.
- Stock M. (1997): Grenzen der Kompensation: Energiebudgets von Ringelgänsen (*Branta b. bernicla*) - die Wirkung von Störreizen. - *J. Orn.* 138: 387-411.
- Stock M., Bergmann H.-H., Helb H.-W., Keller V., Schnidrig-Petrig R., Zehnter H.-C. (1994): Der Begriff Störung in der naturschutzfachlichen Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 49-57.
- Straitingh G.A., Venema S.A. (1855): De Dollard of geschied-, aardrijks- en natuurkundige beschrijving van dezen boezem der ems. - Oomkens Verlag, Groningen.
- Stroud D.A., Madsen J., Fox A.D. (2017): Key actions towards the sustainable management of European geese. - *Ambio* 46: 328-338.
- Südbeck P., Wendt D. (1999): Das Brutvorkommen der Graugans in Niedersachsen und Bremen – Ergebnis der Erfassung 1998. Unveröff. Manuskript. Staatliche Vogelschutzwarte, NLWKN, Hannover.
- Südbeck P., Andretzke H., Fischer S., Gedeon K., Schikore T., Schröder K., Sudfeldt C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. - LAG Vogelschutzwarten & DDA Deutschland, Radolfzell.
- Sudfeldt C., Mitschke A., Wahl J. (2003): Perspektiven des Monitorings von Vogelarten in Deutschland. - *Ber. Vogelschutz* 40: 169-175.
- Summers R.W., Hillman G. (1990): Scaring Brent Geese *Branta bernicla* from fields of winter wheat with tape. - *Crop Protection* 9: 459-462.
- Summers R.W., Stanfield J. (1991): Changes in the quantity and quality of grasslands due to winter grazing by Brent Geese (*Branta bernicla*). - *Agric. Ecosyst. Environ.* 36: 51-57.
- Therneau T. M., Atkinson E. J. (1997). An introduction to recursive partitioning using the RPART routines.
- Tischler W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. - G. Fischer, Stuttgart.
- Tolon V., Dray S., Loison A., Zeileis A., Fischer C., Baubet E. (2009): Responding to spatial and temporal variations in predation risk: space use of a game species in a changing landscape of fear. - *Can. J. Zool.* 87: 1129-1137.
- Tombre I.M., Madsen J., Tømmervin H., Haugen K.-P., Eythórsson E. (2005): Influence of organised scaring on distribution and habitat choice of geese on pastures in Northern Norway. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111: 311-320. doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.007.
- Trouwborst A. (2016): Weidevogels en de Europese en internationale verplichtingen van Nederland: Een juridische analyse. - BildLife Nederlands, Tilburg.
- Umland J. (2016): Rastbestände und Rastverteilung der Gänse und Schwäne im EU-Vogelschutzgebiet V18 Unterelbe im Winterhalbjahr 2015/2016 mit Vergleichen zu den Winter 2001/2002 bis 2014/15. - im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte NLWKN, Hannover.
- Usher M., Erz W. (1994): Erfassung und Bewerten im Naturschutz. - Quelle & Meyer, Heidelberg.
- van der Kolk H., Krijksveld K.L., Linssen H., Diertens R., Dolman D., Jans M., Frauendorf M., Ens B.J., van den Pol M. (2019): Cumulative energetic costs of military aircraft, recreational and natural disturbance in roosting shorebirds. - *Anim. Conserv.* doi.org/10.1111/acv.12546
- van der Vliet R. E., Schuller W., Wassen M.J. (2008): Avian predators in a meadow landscape: consequences of their occurrence for breeding open-area birds. - *J. Avian Biol.* 39: 523-529.
- van der Wal R., Kunst P., Drent R.H. (1998): Interactions between hare and brent goose in a salt marsh system; evidence for food competition? - *Oecologia* 117: 227-234.
- van der Winden J., Spaans A.D., Dirksen S. (1999): Nocturnal collision risks of local wintering birds with wind turbines in wetlands. - *Bremer Beitr. Naturkunde u. Naturschutz* 4: 33-38.
- van Eerden M.R. (1990): Moulting Greylag Geese in the Netherlands and their effect on the vegetation. - *Ardea* 78:
- van Eerden M.R., Zijlstra M., van Roomen M., Timmerman A. (1996): The response of Anatidae to changes in agricultural practice: Long-term shifts in the carrying capacity of wintering waterfowl. - *Gibier faune sauvage* 13: 681-707.
- van Paassen A. (1993): Omgaan met ganzenschade via een gebiedsmatige aanpak. - *Het Vogeljaar* 45: 241-249.
- van Roomen M.W., Madsen J. [Hrsg] (1992): Waterfowl and agriculture: Review and future perspective of the crop damage conflict in Europe. - IWRB Special Publication No. 21. Slimbridge.
- van Wijk R.E., Kölzsch A., Kruckenberg H., Ebbinge B.S., Müskens G.J.D.M., Nolet B.A. (2011): Individually tracked geese follow peaks of temperature acceleration during spring migration. - *Oikos* 121: 655-664.
- Vauk G., Bruns H. A. (1988): Entwicklung der Graugans (*Anser anser*)-Population in Niedersachsen unter Berücksichtigung des Dümmer Sees. *Niedersächs. Jäger* 9/88: 466-471.

- Verhulst J., de Brock S., Jongbloed F., Bil W., Tijssen W., Kleijn D. (2007): Spatial distribution of breeding meadow birds-implications for conservation and research. - Wader Study Group Bulletin 112: 52.
- 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. appl. Ecol. 38: 647-664.
- Vickery J.A., Sutherland, W.J., O'Brien M., Watkinson A.R., Yallop A. (1997): Managing coastal grazing marshes for breeding waders and over wintering geese: Is there a conflict? - Biol. Conserv. 79: 23-34.
- Visser A., Voslamber B., Guldmond A., Ebbing B.S. (2009): Opvang von ganzen op de klei: evaluatie van experimenten in drie winters. - Alterra rapport 1845: 1-104.
- Voslamber B., Knecht E., Kleijn D. (2010): Dutch Greylag Geese *Anser anser*: migrants or residents? - Ornis svecica 20: 207-214.
- Voslamber B., Zijlstra M., Beekman H.J., Loonen M.J.J.E. (1993): De trek van verschillende populaties Grauwe Ganzen *Anser anser* door Nederland: verschillen in gebiedskeuze en timing in 1998. - Limosa 66: 89-96.
- Walter W.D., Fischer J.W., Baruch-Mordo S., Vercauteren K.C. (2011): What is the proper method to delineate home range of an animal using today's advanced GPS telemetry systems: the initial step. -In: Modern telemetry. InTech.
- Warrender H., Ellis M., Hearn R., Brides K. (2019): Establishing a national wing survey for huntable waterbirds in the UK. pp. 122-123. 34th IUGB Congress 2019, Kaunas, Lithuania, 26-30th August 2019, Kaunas, Lithuania
- Wendeburg. M., Reichert G. (2012): Naturschutz, Landwirtschaft und Hochwasserschutz im Polder Holter Hammrich. - Feuchtwiesen-Info 11: 17-21.
- Wille V., Bergmann H.-H. (2002): Das große Experiment zur Gänsejagd: Auswirkungen der Bejagung auf Raumnutzung, Distanzverhalten und Verhaltensbudget überwinternder Bläss- und Saatgänse am Niederrhein. - Vogelwelt 123: 293-306.
- Wood S. N. (2006): Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall, London.
- Ydenberg R.C., Prins H.H.Th., van Dijk J. (1983): The post-roost gatherings of wintering Barnacle geese: information centres? - Ardea 71: 125-131.
- Zijlstra M., Loonen M.J.J.E., van Eerden M.R., Dubbeldam W. (1991): The Oostvaaderplassen as a key moulting site for Greylag Geese *Anser anser* in western Europe. - Wildfowl 42: 45-52.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N., Saveliev A.A., Smith G.M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, Berlin.

Anhang

A1 Ursprüngliche Fragestellungen des Gesamtprojektes laut Anträgen

Teilprojekt TP1 Untersuchungsschwerpunkt Wintergänse: Untersuchungen zu rastenden Gänsen im Winterhalbjahr

TP_M1 Monitoring Wintergäste (nicht Teil dieses Projektes)

TP_J1 Einfluss der Jagd auf Wintergäste und Schäden (durchgeführt von IWWR, ITAW und IfV)

1. Raum-Zeit-Nutzungsmuster rastender Gänse in zwei Schwerpunktuntersuchungsgebieten mit Hilfe von hochauflösenden GPS-Sendern und ggf. Untersuchung markierter Individuen, Fokus: Bläss- und Weißwangengans
2. Raum-zeitliche Analyse der jagdlichen Wirkfaktoren in den Schwerpunktuntersuchungsgebieten sowie landesweite Ableitungen
3. Entwicklung von Vorschlägen für Management von Gastvögeln (Lenkung, Schadensminimierung, Nutzung)

Arbeitspakete:

1. TP_J1_1 Raum-Zeit-Muster rastender Gänse (Winter) (IWWR, ITAW, IfV)
2. TP_J1_2 Raum-Zeit-Muster jagdlicher Aktivitäten (Winter) (ITAW)
3. TP_J1_3: Faktorenmonitoring (ITAW, IWWR)
4. TP_J1_4: Schadensermittlung (ITAW, IWWR)

Teilprojekt TP2 Untersuchungsschwerpunkt Sommergänse (Graugänse): Untersuchungen zu brütenden und übersommernden Gänsen

TP_M2 Monitoring Sommergänse (nicht Teil dieses Projektes)

TP_J2 Einfluss der Jagd auf Brutpopulationen (Zuwachs, Raumnutzung, Schäden; IWWR, ITAW und IfV)

1. Demographieuntersuchung brütender Graugänse in den Monitoring-Schwerpunktgebieten Großes Meer und Dümmer mit Raum-Zeit-Analyse von (jungenführenden) Lokalvögeln
2. Ermittlung jagdlicher Aktivitäten sowie Demographiestudie erlegter Gänse (ITAW)

Arbeitspakete:

1. TP_J2_1: Demografiestudie brütender Graugänse in den Monitoring-Schwerpunktgebieten Großes Meer und Dümmer (IWWR, IfV, ITAW)
2. TP_J2_2: Demografiestudie erlegter Gänse (ITAW)
3. TP_J2_3: Raum-Zeit-Analyse von (jungenführenden) Lokalvögeln (IWWR, ITAW, IfV)
4. TP_J2_4: Ermittlung jagdlicher Aktivitäten in den beiden UG (ITAW)
5. TP_J2_5: Schadensermittlung (ITAW, IWWR)

A2 Liste der Abschluss- und Studienarbeiten im Projekt

Bergmann S (2019): Factors influencing reaction distances in wild geese. Praktikumsbericht
Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover

Hirthe H (2019) Behavioural observation of greylag geese *Anser anser* to clarify how geese react
towards different disturbances. BSc, University of Veterinary Medicine Hannover

Gennburg G & Henkel H (2019): Untersuchungen zur Populationsstruktur von Graugänsen in
Norddeutschland. Praktikumsbericht Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover

Müsse JM (2017) Untersuchung potentieller Einflussfaktoren auf die Altersklassenstruktur der
Graugansjagdstrecke und Praxisanleitung zur Alterseinschätzung erlegter Graugänse. BSc,
Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover

Ottusch I (2019): Chick survival and habitat use of Greylag Geese (*Anser anser*) families in two
lake areas in Lower Saxony, Germany. – MSc Thesis Carl-von Ossietzky Universität
Oldenburg.

Sijtsma, N. (2018): Study investigating the influence of possible disturbing factors on flight activity
of Barnacle geese (*Branta leucopsis*) in Northkehdingen in Northern Germany. Research
Report Van Hall Larenstein University & Institut für Vogelforschung.

Oldorf, M. (2017): Research on the influence of the hunting season on wild geese. Research
report Van Hall Larenstein University & Institut für Vogelforschung.

A3 Zusatzinformationen Markierung und Besenderung

Technische Daten der Sender

Die Sender sind in enger Zusammenarbeit des MPI Radolfzell, IWWR und dem Hersteller „made-bytheo“ entwickelt worden. Die enge Zusammenarbeit zwischen den beiden Institutionen und dem niederländischen Hersteller Theo Gerrits (madebytheo.nl) ermöglichte es, dass die Software für die Fragestellungen individuell angepasst werden. Durch den Solarbetrieb ist besonders eine lange Lebensdauer der Sender gegeben. Im Projekt haben sich die Sender ebenfalls als sehr zuverlässig herausgestellt.

Die Senderdaten werden automatisch per mobilem Datennetz an einen Server gesendet. Die Aufarbeitung der großen Datenmenge erfolgte im Rahmen einer gemeinsam betreuten Dissertation am IfV. Vorläufige Auswertungen werden von diesem durchgeführt. Abschließende Analysen werden von allen Projektpartnern gemeinsam durchgeführt.

Technische Daten der Sender:

- Solarbetriebener hochauflösender GNSS (GPS) Sender mit MPPT Technologie
- GPRS 2.5G / GSM basiert
- 3D Acceleration-Funktion
- Gewicht 37g
- Datenanbindung via Movebank
- Wasserdicht und frostfest
- Hersteller: madebytheo.nl
- Bauart:
 - o Halsband zusätzlich mit individuell codierter Aufschrift (Ablesering) für Blässgans und auch Graugans (vergleiche TP_J2_3)
 - o Rucksack für Weißwangengans

Sammlung von Beobachtungen markierter Gänse durch Internetportal

Die Markierung von Vögeln mit individuell ablesbaren, codierten PVC-Abzeichen sind seit vielen Jahren Standard, so auch bei Wasservögeln. Anfang der 1990er Jahre entwickelte sich die Markierung mit Halsmanschetten oder Fußringen zu einer weit verbreiteten Technik. Diese ermöglicht die Sammlung von zahlreichen Lokalisationen lebender Vögel. Anfang der 2000er Jahre begründete die IUCN / WI Goose Specialist Group ein Internetportal, wo die zahlreichen Beobachter markierter Vögel ihre Ablesungen eintragen können und eine entsprechende Rückmeldung bekommen. Hier werden heute nahezu alle markierten Gänse europaweit eingegeben und dies ist ein effizienter Weg, um auch die Daten der markierten Vögel aus anderen Bereichen des Wintergebietes zu sammeln und die Folgekosten einer Beringungsaktion gering zu halten (denn die Vögel leben ja weit über den Projekthorizont hinaus und die Daten müssen entsprechend weiterhin bearbeitet werden). Folgerichtig wurden zusätzlich zu den Sendervögeln weitere Vögel auch während der Fangaktivitäten mit Halsmanschetten markiert, um die Ringdichte in den Untersuchungsgebieten zusätzlich zu steigern. Daher wurde im laufenden Monitoring intensiv auf markierte Gänse geachtet (hier gibt es bereits zahlreiche markierte Vögel, die bereits intensiv von Ehrenamtlichen beobachtet und gemeldet werden vgl. www.blessgans.de bzw. www.geese.org).

Diese Daten wurden über das geese.org-Netzwerk ebenfalls in die Untersuchungen einbezogen, z.B. um Aufschluss über die Herkunft ggf. später erlegter Gänse zu erhalten. In diesem Projekt dient die Nutzung des internationalen Beobachternetzwerkes zudem der technischen Validierung der Sender bzw. Errechnung von Ausfallraten etc., da die Vögel über den gravierten Code weiterhin erkennbar bleiben.

Alle gefangenen Gänse werden mit Metallringen der Beringungszentrale „Vogelwarte Helgoland“ versehen, zusätzlich bekommen weitgehend ausgewachsene Vögel eine artspezifische Farbmarkierung und ggf. einen Sender (siehe auch weiter unten):

- Blässgans: Metall-Fußring, schwarze Halsmanschette (weiße Schrift, 1 großer Buschstabe vertikal, 2 Ziffern horizontal), ggf. weißer Halsbandsender (3 schwarze Ziffern horizontal)
- Weißwangengans: Kombinationen aus bunten Kunststoff-Fußringen mit jeweils einer großen Ziffer oder Buchstaben, ggf. Rucksacksender.
- Graugans: Metall-Fußring, gelbe Halsmanschette (schwarze Schrift, Buchstabe „D“ + 3-stellige Ziffer, horizontal), ggf. weißer Halsbandsender (schwarze horizontale Beschriftung, „D“+2 Ziffern)

A4 Flugwerte der GPS-Daten, Vergleich zu Kapitel 8

Tab. A1 Mittlere Anzahl der Flüge pro Stunde pro Tag

Art	Saison "ja"	Saison "teilweise"	Saison "nein"	Max Anzahl Flüge pro Stunde
Blässgans	0.24	0.29	0.23	0.54
Weißwangengans	0.36	0.35	0.45	0.72
Graugans	0.26	0.21	0.23	1.11

Tab. A2 Mittlere Abstand der direkten Linie zwischen Start und Landung

Art	Saison "ja" (m)	Saison "teilweise" (m)	Saison "nein" (m)
Blässgans	2539	1251	691
Weißwangengans	922	776	934
Graugans	2378	1844	1571

Tab. A3 Mittlere Gesamtstrecke der Flüge pro Tag (km)

Art	Saison "ja" (m)	Saison "teilweise" (m)	Saison "nein" (m)
Blässgans	5035	2290	9796
Weißwangengans	1729	1609	1884
Graugans	3700	2950	2802

Tab. A4 Gesamte geflogene Tagesstrecke (Mittelwerte pro Tag, bei Tageslicht)

Art	Saison "ja" (m)	Saison "teilweise" (m)	Saison "nein" (m)
Blässgans	8939	8878	7969
Weißwangengans	4944	5270	7564
Graugans	7914	3903	5601

Tab. A5 Gesamte Dauer Tagesstrecke (Mittelwerte pro Tag, bei Tageslicht)

Art	Saison "ja" (s)	Saison "teilweise" (s)	Saison "nein" (s)
Blässgans	1761	779	825
Weißwangengans	565	665	1269
Graugans	551	277	366

Tab. A6 Mittlere Fluggeschwindigkeiten der untersuchten Arten

Art	Saison "ja" (m/s)	Saison "teilweise" (m/s)	Saison "nein" (m/s)	Max (m/s)	Geschwindigkeit
Blässgans	13.6	12.6	11.6	31.8	
Weißwangengans	12.1	12.1	11.9	15.5	
Graugans	16.4	14.6	15.4	47.2	

A5 Bilddokumentation der Gänsefänge und -markierungen

Bilddokumentation Ganzenflapper Geert Sjongers (Blässgansberingung Kloster Muhde)



Fang von Weißwangengänsen mit dem Kanonen- oder Raketennetz





Fang und Beringung der sommerlichen Graugänse





Zufällig mit gefangene Kanadagänse wurden mit Metallringen gekennzeichnet.

Alle Fotos © H. Kruckenberg oder G. Müskens

A6 Liste der Sendergänse

Art	Beringungszentrale	Metallring Nr	Code	Sender ID	Beringungsdatum	Saison	Geschlecht	Alter	Beringungsort	Landkreis	Land	Staat
Weißwängengans	DEW	3411025	WXNT	3000	15.03.2016	2015/16	M	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411024	WXNT	3000	15.03.2016	2015/16	M	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411009	WXN6	3001	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411049	WYNR	3002	15.03.2016	2015/16	M	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411007	WXN9	3009	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	MOS	DS016544	WUNF	3010	05.08.2016	2016/17	F	ad	Kolguev		ARK	RUS
Weißwängengans	DEW	3411047	WYNK	3010	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411053	WYNV	3011	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411003	WXNE	3012	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411018	WXNJ	3013	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411034	WYN3	3014	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411025	WXNU	3015	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411036	WYN5	3015	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411042	WYNC	3016	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	MOS	DS016532	WUN1	3017	05.08.2016	2016/17	F	ad	Kolguev		ARK	RUS
Weißwängengans	DEW	3411036	WYN5	3017	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416796	Y2N-	3017	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411046	WYNJ	3018	15.03.2016	2015/16	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416794	L6RX	3019	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411135	WVNU	3020	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416789	L6RP	3021	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411146	Y1N5	3022	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411064	L6R5	3023	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411144	Y1N3	3024	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411090	L4R1	3025	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411058	L6RE	3026	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416780	L5RY	3027	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411055	L6R-	3028	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411062	L6R3	3029	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411120	L4R9	3030	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416758	L4RN	3031	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416800	Y2N2	3032	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416768	L5RD	3033	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416819	Y4NE	3034	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411074	L5R6	3035	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416779	L5RX	3036	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416753	L4RD	3037	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411091	L4R2	3038	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411100	WTNP	3039	03.11.2016	2016/17	M	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411129	WVNK	3040	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411111	WVNE	3041	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411122	WVN9	3042	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416784	L6RF	3043	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416774	L5RP	3044	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411070	L6R9	3044	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411057	L6R=	3045	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411096	L4R4	3046	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411067	L6R7	3047	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3411060	L6R1	3048	03.11.2016	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416762	L4RU	3049	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416786	L6RJ	3050	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416821	Y4N2	3053	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416802	Y2N4	3055	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416793	L6RV	3056	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416798	Y2NE	3057	11.12.2016	2016/17	F	ad	Schöneworther Siel, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416778	L5RV	3058	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416759	L4RP	3060	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416783	L6RD	3061	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416777	L5RU	3062	09.12.2016	2016/17	F	ad	Krummendeich, Nordkehdingen, STD	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416825	Y3N8	3063	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416831	Y3NC	3064	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416835	Y3NJ	3065	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416844	Y3NY	3066	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416849	Y4NH	3067	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416852	Y4NN	3068	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416857	Y4NV	3069	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416863	Y5NF	3070	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416865	Y5NJ	3071	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416869	Y5NR	3072	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416873	Y5NX	3073	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416856	Y4NU	3074	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416885	Y6NT	3075	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416888	Y6NX	3076	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416861	Y5NC	3077	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416897	Y7NN	3078	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416898	Y7NP	3079	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416900	Y7NT	3080	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416902	Y7NV	3081	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416905	Y8NA	3082	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416908	Y8NF	3083	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416911	Y8NK	3084	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416916	Y8NT	3085	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416919	Y8NX	3089	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416922	Y9NC	3090	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Weißwängengans	DEW	3416920	Y8NY	3091	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D

Art	Beringungszentrale	Metalring Nr	Code	Sender ID	Beringungsdatum	Saison	Geschlecht	Alter	Beringungsort	Landkreis	Land	Staat
Blessgans	DEW	3416832	Y3ND	3092	16.03.2017	2016/17	F	ad	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	D
Blessgans	DEW	3078150	400	3400	26.12.2015	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078167	400	3400	12.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078155	408	3408	26.12.2015	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078154	409	3409	26.12.2015	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078151	410	3410	16.12.2015	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078171	411	3411	12.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078157	412	3412	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	278049	D13_OLD	3413	07.06.2016	2016	F	juv	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Blessgans	DEW	3078158	413_old	3413	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078158	413_OLD	3413	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078161	414	3414	10.01.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078162	416_OLD	3416	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078172	416	3416	13.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078163	419	3419	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	3078164	420	3420	10.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01894	421	3421	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01856	422	3422	30.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01880	423	3423	05.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01901	423_old	3423	04.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01857	424	3424	30.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01897	425	3425	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01862	426_OLD	3426	23.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02854	426	3426	04.12.2017	2017/18	F	juv	Terborg, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01866	427	3427	31.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01900	428_old	3428	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	SUM	CS005934	428	3428	07.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-E-lake46		ARK	RUS
Blessgans	DEW	J01900	428	3428	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01905	429	3429	05.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01881	430	3430	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01908	431	3431	04.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01883	432	3432	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02852	433	3433	04.12.2017	2017/18	F	juv	Terborg, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02854	434	3434	04.12.2017	2017/18	F	juv	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02853	434	3434	04.12.2017	2017/18	F	ad	Terborg, Leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01876	438	3438	01.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01885	438_OLD	3438	28.01.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01877	439	3439	01.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01886	440	3440	28.01.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01909	442	3442	23.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01910	443	3443	23.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	SUM	CS005945	444	3444	07.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-E-lake46		ARK	RUS
Blessgans	DEW	J01912	444	3444	23.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01913	445	3445	23.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01914	446	3446	23.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01915	447	3447	24.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01922	448	3448	24.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01925	449	3449	24.02.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J01926	450	3450	24.02.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02855	451	3451	21.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02856	452	3452	23.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02857	453	3453	23.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02858	454	3454	24.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02859	455	3455	24.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	SUM	CS005946	456	3456	07.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-E-lake46		ARK	RUS
Blessgans	DEW	J02860	456	3456	30.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02861	457	3457	30.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02862	458	3458	30.01.2018	2017/18	F	ja	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02863	459	3459	30.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02864	460	3460	30.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02865	461	3461	30.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02866	462	3462	31.01.2018	2017/18	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02867	463	3463	31.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	DEW	J02868	464	3464	31.01.2018	2017/18	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Blessgans	NLA	7137433	465	3465	18.02.2018	2017/18	M	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	SUM	CS005948	466	3466	07.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-E-lake46		ARK	RUS
Blessgans	NLA	7137434	467	3467	18.02.2018	2017/18	F	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	NLA	7137428	470	3470	18.02.2018	2017/18	F	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	NLA	7137429	471_old	3471	18.02.2018	2017/18	M	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	SUM	CS005955	471	3471	07.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-E-lake46		ARK	RUS
Blessgans	SUM	CS007126	472	3472	08.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-F-lake51		ARK	RUS
Blessgans	SUM	CS007128	474	3472	08.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-F-lake51		ARK	RUS
Blessgans	NLA	7137435	473	3473	18.02.2018	2017/18	M	ad	Burgum		FRL	RUS
Blessgans	SUM	CS007193	475	3475	04.05.2019	2018/19	M	ad	Kologriv			RUS
Blessgans	NLA	7137430	476	3476	18.02.2018	2017/18	F	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	NLA	7137432	477	3477	18.02.2018	2017/18	M	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	SUM	CS007132	478	3478	08.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-F-lake51		ARK	RUS
Blessgans	SUM	CS007136	479	3479	08.08.2018	2018/19	F	ad	Kolguev, catch-F-lake51		ARK	RUS
Blessgans	NLA	7137436	480	3480	18.02.2018	2017/18	M	ad	Burgum		FRL	NL
Blessgans	NLA	7137437	481	3481	18.02.2018	2017/18	F	ad	Burgum		FRL	NL

Art	Beringungszentrale	Metallring Nr	Code	Sender ID	Beringungsdatum	Saison	Geschlecht	Alter	Beringungsort	Landkreis	Land	Staat
Graugans	DEW	256731	D00_OLD	3800	30.05.2017	2017	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	256756	D00	3800	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	278012	D01	3801	06.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	256757	D02	3802	28.01.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	256758	D03	3803	28.01.2016	2015/16	F	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	256759	D04	3804	28.01.2016	2015/16	M	ad	Kloster Muhde, leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	278013	D05	3805	06.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278014	D06	3806	06.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278020	D07	3807	06.06.2016	2016	F	ad	Ochsenmoor, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278032	D08	3808	06.06.2016	2016	F	ad	Ochsenmoor, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278034	D09	3809	06.06.2016	2016	F	ad	Ochsenmoor, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278036	D10	3810	07.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278040	D11	3811	07.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278048	D12	3812	07.06.2016	2016	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278049	D13 white	3813	07.06.2016	2016/17	F	juv	Ochsenmoor, Dümmer, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278039	D14	3813	07.06.2016	2016	F	juv	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278037	D15	3815	07.06.2016	2016	F	juv	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278055	D16	3816	09.06.2016	2016	F	ad	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278066	D17	3817	09.06.2016	2016	F	juv	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278062	D18	3818	09.06.2016	2016	M	ad	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278063	D19	3819	09.06.2016	2016	M	ad	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278060	D20	3820	09.06.2016	2016	M	ad	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278061	D21	3821	09.06.2016	2016	M	ad	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278065	D22 white	3822	09.06.2016	2016/17	M	juv	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	256732	D22_OLD	3822	30.05.2017	2017	M	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	278065	D22	3822	09.06.2016	2016	F	juv	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278068	D23	3823	09.06.2016	2016	F	juv	Alte Maar, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278077	D24	3824	10.06.2016	2016	F	ad	Mittelhaus, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278078	D25	3825	10.06.2016	2016	F	ad	Mittelhaus, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278079	D26	3826	10.06.2016	2016	M	ad	Mittelhaus, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278080	D27_OLD	3827	10.06.2016	2016	M	ad	Mittelhaus, Großes Meer, AUR	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	256733	D28	3828	30.05.2017	2017	F	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	256734	D29	3829	30.05.2017	2017	M	ad	Marler Graben, Hüde, DH	DH	NDS	D
Graugans	DEW	256763	D30	3830	30.05.2017	2017	F	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	256769	D31	3831	30.05.2017	2017	F	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	256770	D32	3832	30.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	252982	D33	3833	30.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	252983	D34	3834	30.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	252984	D35	3835	30.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	252986	D36	3836	30.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	252988	D37	3837	30.05.2017	2017	F	juv	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07307	D39	3839	31.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07313	D40	3840	31.05.2017	2017	F	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07314	D41	3841	31.05.2017	2017	F	juv	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07316	D42	3842	31.05.2017	2017	F	juv	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07317	D43	3843	31.05.2017	2017	M	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07318	D44	3844	31.05.2017	2017	F	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07319	D45	3845	31.05.2017	2017	F	juv	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07321	D46	3846	31.05.2017	2017	F	juv	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07322	D47	3847	31.05.2017	2017	F	ad	Osterfeiner Moor, Dümmerlohhausen	VEC	NDS	D
Graugans	DEW	E07331	D48	3848	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E07333	D49	3849	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E07343	D50	3850	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E07344	D51	3851	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E07271	D52	3852	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E07272	D53	3853	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08754	D54	3854	02.06.2017	2017	F	juv	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08780	D55	3855	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08787	D56	3856	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08788	D57	3857	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08789	D58	3858	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08791	D59	3859	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08795	D60	3860	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08798	D61	3861	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08801	D62	3862	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08802	D63	3863	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08806	D64	3864	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08810	D65	3865	02.06.2017	2017	F	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	278090	D66	3866	02.06.2017	2017	M	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08809	D67_OLD	3867	02.06.2017	2017	M	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08811	D68	3868	02.06.2017	2017	M	ad	Grosses Meer, Südbrookmerland	AUR	NDS	D
Graugans	DEW	E08825	D69	3869	06.06.2017	2017	M	ad	Barnten, Bahnhofteig	HI	NDS	D
Graugans	DEW	E08815	D73	3873	11.01.2018	2017/18	F	ad	Terborg, Leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	278082	DM8 old	3908	16.06.2016	2016/17	F	ad	Kloster Muhde, Leer	LER	NDS	D
Graugans	DEW	278082	DM8	3908	11.06.2018	2018	F	ad	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D

Anser anser	01610	NG	SKY	DEW	278136	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	M	ad
Anser anser	01610	NG	SLA	DEW	278137	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	M	ad
Anser anser	01610	NG	SKN	DEW	278128	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	M	ad
Anser anser	01610	NG	SKP	DEW	278129	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	M	ad
Anser anser	01610	NG	SKR	DEW	278130	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	M	ad
Anser anser	01610	NG	SKS	DEW	278131	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	F	ad
Anser anser	01610	NG	SKT	DEW	278132	11.06.2018	2018	Giften, Nordstemmen	HI	NDS	D		52,220900	9,820100	F	ad
Anser anser	01610	NG	SLB	DEW	E08922	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	NG	SLC	DEW	E08923	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	M		DEW	E08924	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	NG	SLE	DEW	E08925	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	NG	SLG	DEW	E08926	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	M	juv
Anser anser	01610	M		DEW	E08927	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	M		DEW	E08928	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	M		DEW	278153	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	M	juv
Anser anser	01610	M		DEW	278161	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	F	juv
Anser anser	01610	NG	SLH	DEW	278162	12.06.2018	2018	Sonnensee Bissendorf	OS	NDS	D		52,235700	8,174510	M	juv
Anser anser	01610	NY	D188	DEW	E08931	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D189	DEW	E08932	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	NY	D190	DEW	E08933	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D191	DEW	E08934	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D192	DEW	E08935	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D193	DEW	E08936	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	NY	D194	DEW	E08937	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	ad
Anser anser	01610	NY	D195	DEW	E08938	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	NY	D196	DEW	E08939	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D197	DEW	E08940	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	juv
Anser anser	01610	NY	D198	DEW	E08942	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	NY	D199	DEW	E08943	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	NY	D201	DEW	E08944	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	juv
Anser anser	01610	C		DEW	275232	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	ad
Anser anser	01610	NY	28N	DEW	270428	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	ad
Anser anser	01610	NY	42N	DEW	275214	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	ad
Anser anser	01610	NY	O1C	DEW	250031	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	M	ad
Anser anser	01610	M		DEW	275303	14.06.2018	2018	Bollenhagen, Jade	BRA	NDS	D		52,235770	8,177020	F	ad
Anser anser	01610	NY	D200	DEW	E09451	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	M	ad
Anser anser	01610	NY	D205	DEW	E09452	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	F	juv
Anser anser	01610	NY	D206	DEW	E09453	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	F	juv
Anser anser	01610	NY	D207	DEW	E09454	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	M	juv
Anser anser	01610	NY	D208	DEW	E09455	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	F	juv
Anser anser	01610	M		DEW	E09456	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	M	juv
Anser anser	01610	NY	D209	DEW	E09457	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	M	juv
Anser anser	01610	NY	D210	DEW	E09458	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	M	juv
Anser anser	01610	NY	D211	DEW	E09459	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	F	juv
Anser anser	01610	NY	D212	DEW	E09460	22.06.2018	2018	Mühlenbach Rüssel, Ankum	OS	NDS	D		52,530810	7,896980	F	juv
Anser anser	01610	M		DEW	E08929	22.06.2018	2018	Lordsee, Ankum	OS	NDS	D		52,536470	7,904320	F	juv
Anser anser	01610	NY	D213	DEW	E08930	22.06.2018	2018	Lordsee, Ankum	OS	NDS	D		52,536470	7,904320	F	juv
Anser anser	01610	NY	D214	DEW	E09461	22.06.2018	2018	Lordsee, Ankum	OS	NDS	D		52,536470	7,904320	F	juv
Anser anser	01610	NY	D215	DEW	E09462	22.06.2018	2018	Lordsee, Ankum	OS	NDS	D		52,536470	7,904320	F	juv
Anser anser	01610	NY	D216	DEW	E09463	22.06.2018	2018	Lordsee, Ankum	OS	NDS	D		52,536470	7,904320	M	juv
Anser anser	01610	M		DEW	278191	09.09.2018	2018	Riddagshausen, Braunschweig	BS	NDS	D		52,269970	10,575280	M	juv
Anser anser	01610	NY	D217	DEW	281851	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D218	DEW	281852	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D219	DEW	281853	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D220	DEW	281854	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D221	DEW	281855	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D222	DEW	281856	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D223	DEW	281857	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D224	DEW	281858	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D225	DEW	281859	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D226	DEW	281860	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D227	DEW	281861	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D228	DEW	274122	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D229	DEW	281862	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D230	DEW	281863	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D231	DEW	281864	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D232	DEW	281865	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D233	DEW	281866	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	M	ad
Anser anser	01610	NY	D234	DEW	274052	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad
Anser anser	01610	NY	D235	DEW	281867	31.05.2019	2019	Bislicher Insel, Xanten	WES	NRW	D		51,642000	6,485900	F	ad

<i>Branta leucopsis</i>	01670	C	WYNX	DEW	3411054	15.03.2016	2015/16	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	DE	53,846340	9,286366	male	juvenile
<i>Branta leucopsis</i>	01670	M		FIN	DT 048497	15.03.2016	2015/16	Freiburg (Elbe), Nordkehdingen	STD	NDS	DE	53,846340	9,286366	male	adult



Sehr geehrte Damen und Herren, Liebe Waidgesellen,

Alle Angaben werden anonym behandelt. Die Kontaktdaten dienen lediglich dazu, dass wir vom Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung bei Unklarheiten nachfragen können.

- 1-3) Die genaue Datums-, Zeit- und Ortsangabe der "Störung" wird benötigt, um die vermeintliche Störung mit den Bewegungsmustern der Gänse korrelieren zu können.
Eine genaue Angabe auf einer beigefügten Karte (Nummer in Karte, Kartenvordrucke können Sie ggf. im ITAW bekommen).
Bei Treibjagden bitte die Uhrzeit der Treiben (ca.) und das Treiben als großflächigen Pfeil eintragen.
- 4) Bitte eintragen: Form der Jagd, gerne auch Abkürzung unten
- 5) Bitte eintragen: Wildart
- 6) Anzahl Schüsse in Kategorien (kein Schuss gefallen, Einzelschuss, weniger als 10, mehr als 10 Schuss)
- 7) besonders wichtig: Da es im Projekt nicht darum geht, die Jagd infrage zu stellen, sondern die Auswirkungen verschiedenster potentieller "Störungen" zu untersuchen, sind sie als Jäger vor Ort ein besonders wichtiger Mitarbeiter. Bitte tragen Sie alle Beobachtungen ein, die eine vermeintliche Beunruhigung der Gänse darstellen könnten.

Bitte eintragen: Vergrämung durch: Vogelscheuchen, Flatterband, Knallapparate, Böller, Helikopter-Überflüge, Feldbestellungen, Personen abseits der Wege, Hunde, Boßeltouren, etc., ...
- 8) Bemerkungen: freies Feld für weitere Angaben. Z.B. „Gänse sind 2 Schläge weiter wieder eingefallen“ „Gänse aufgeflogen und an selber Stelle wieder eingefallen“ „ganztäglich Spaziergänger auf Weg XY“ „Personen auf Weg / Abseits der Wege“ usw.

Kontakt:

Dr. Oliver Keuling
Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW)
Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo)
Bischofsholer Damm 15
30173 Hannover
0511-856-7396
oliver.keuling@tiho-hannover.de



Erlegungsprotokoll Graugans-Schwingenmonitoring

Wozu ein Schwingenmonitoring?

Um Bruterfolg und Jagdeffizienz zu ermitteln sind Daten zur Altersstruktur der Gänsepopulation erforderlich. Hierbei ist es besonders wichtig die Altersstruktur der Gänsetrecke zu erfassen. Wie effizient bzw. wie nachhaltig jagen wir Jäger?

Hierzu ist natürlich Ihre Mitarbeit erforderlich!

Bitte sammeln sie die Schwingen der Jagden auf Grau- und Kanadagänse!

Trocknen Sie ausschließlich die komplette jeweils rechte Schwinge (oder frieren ein). Jeweils alle Schwingen eines Jagdtages gemeinsam in eine Tüte legen und einen Zettel mit Bleistift beschriftet hinzufügen: **Datum, Revier, Lfd. Nr.**

Alle weiteren Daten können Sie gesammelt auf dem Protokollvordruck unten angeben.

Sie können mir die gesammelten Schwingen zuschicken, gerne komme ich auch und hole die Schwingen nach Terminabsprache ab. Eine Koordination in Reviergruppen würde die Abholung und Sammlung weiter erleichtern.

Für Rückfragen stehe ich gerne zur Verfügung.

Mit Waidmannsheil

Oliver Keuling

Kontakt:

Dr. Oliver Keuling
Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW)
Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo)
Bischofsholer Damm 15
30173 Hannover
0511-856-7396
oliver.keuling@tiho-hannover.de

Bei Postsendungen bitte immer wie folgt angeben:

Dr. Oliver Keuling
ITAW- Wildtierforschung, Geb. 106
Tierärztliche Hochschule Hannover
Bischofsholer Damm 15
30173 Hannover



Erlegungsprotokoll Graugans-Schwingermonitoring

Revier		Gemeinde		Landkreis	
--------	--	----------	--	-----------	--

Kontaktdaten (für Rückfragen)

Name	
Straße	
PLZ/Ort	
Tel.	
email	

Lfd. Nr.	Datum	Uhrzeit	Strecke (Stück gesamt)	ggf. Revierteil/Ortsbezeichnung

Wenn verfügbar können Sie die genaue Ortsangabe auch auf einer Karten-Kopie machen!