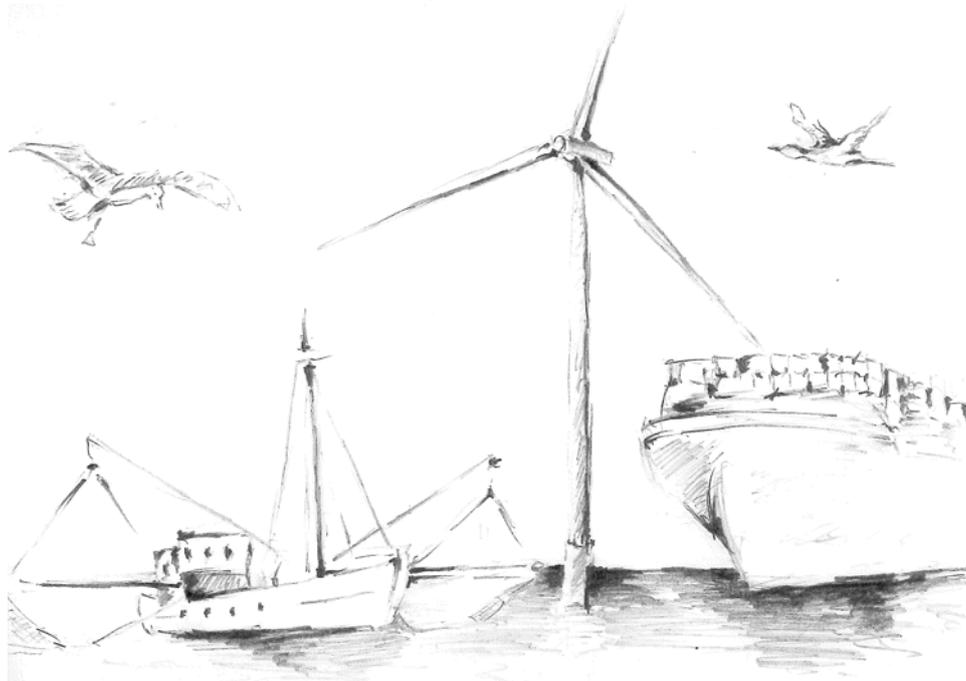

Aus dem Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

**Anthropogene Nutzungen und
deren Auswirkungen auf Seevögel
in der Deutschen Bucht:**
**Entwicklung methodischer Ansätze
und Bewertung der Effekte**



Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-
Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-
Universität zu Kiel

Bettina Mendel

2012

Referent: PD Dr. Stefan Garthe

Korreferent: Prof. Dr. Hans-Rudolf Bork

Tag der mündlichen Prüfung: 19.11.2012

Zum Druck genehmigt: 19.11.2012

Kiel,

Der Dekan

für meine Eltern

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	5
Allgemeine Einleitung	7
Wissenschaftlicher Hintergrund	7
Ziele dieser Studie und Aufbau der Kapitel	12
1. Datenquellen und angewendete Methoden	15
1.1. Untersuchungsgebiet	15
1.2. Untersuchte Vogelarten	16
1.2.1. Seetaucher	16
1.2.2. Alken	17
1.2.3. Heringsmöwen	18
1.3. Verwendete Datenquellen	18
1.3.1. Vogelverbreitung	18
1.3.2. Anthropogene Nutzungen	22
1.4. Statistische Verfahren	26
2. Einfluss von Schiffsverkehr auf die Verteilung von Seevögeln .	29
2.1. Einleitung	30
2.2. Material und Methoden	33
2.2.1. Schiffsverkehr in der Deutschen Bucht	34
2.2.2. Verteilungsmuster von Seetauchern und Alken	35
2.2.3. Einfluss des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken	37
2.2.4. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs	41
2.3. Analyseschritte und Ergebnisse	45
2.3.1. Schiffsverkehr in der Deutschen Bucht	45
2.3.2. Einfluss des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken	48
2.3.3. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs	56

2.4. Diskussion und Schlussfolgerungen	62
2.4.1. Eignung der verwendeten Daten.....	62
2.4.2. Bewertung der Auswirkungen des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken	63
2.4.3. Eignung der angewendeten Methoden unter Berücksichtigung der Ergebnisse	70
2.4.4. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs.....	73
2.4.5. Schlussfolgerung	76
3. Einfluss der Offshore-Windkraftnutzung auf die Verteilung von Seetauchern.....	79
3.1. Einleitung	80
3.2. Material und Methoden.....	83
3.2.1. Seetaucher im Bereich des Offshore-Windparks „Alpha Ventus“	83
3.2.2. Veränderungen des Schiffsverkehrs durch den Bau von „Alpha Ventus“	85
3.2.3. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks in der Deutschen Bucht auf das Vorkommen von Seetauchern.....	86
3.3. Ergebnisse.....	90
3.3.1. Seetaucher im Bereich des Offshore-Windparks „Alpha Ventus“	90
3.3.2. Veränderungen des Schiffsverkehrs durch den Bau von „Alpha Ventus“	94
3.3.3. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks in der Deutschen Bucht auf das Vorkommen von Seetauchern.....	98
3.4. Diskussion	102
3.4.1. Veränderungen durch den Bau von „Alpha Ventus“	102
3.4.2. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks	105
3.4.3. Eignung der Methoden und Ausblick	110
4. Einfluss von Fischereiaktivitäten auf das Nahrungssuch- verhalten von Heringsmöwen.....	113
4.1. Einleitung	114
4.2. Material und Methoden.....	116
4.2.1. Die Heringsmöwe in der Deutschen Bucht	116
4.2.2. GPS-Datenlogger	118
4.2.3. Nahrungssuchflüge und tageszeitliche Aktivität der Heringsmöwen.....	119

4.2.4. Nahrungsgebiete der Heringsmöwen in Bezug auf die Lage der Fischereigebiete.....	121
4.2.5. Einfluss der Fischereiaktivität auf das Nahrungssuchverhalten	124
4.2.6. Verwendete Software und durchgeführte Statistik.....	125
4.3. Ergebnisse.....	126
4.3.1. Nahrungssuchflüge und tageszeitliche Aktivität der Heringsmöwen	126
4.3.2. Nahrungsgebiete der Heringsmöwen in Bezug auf die Lage der Fischereigebiete.....	132
4.3.3. Einfluss der Fischereiaktivität auf das Nahrungssuchverhalten	137
4.4. Diskussion	147
4.4.1. Nahrungsgebiete und die Bedeutung der Fischerei für Helgoländer Heringsmöwen	149
4.4.2. Nahrungssuchflüge der Heringsmöwen.....	152
4.4.3. Flugstrategien bei der Nahrungssuche in Abhängigkeit von der Fischereiaktivität	156
4.4.4. Eignung der GPS-Datenlogger zu Beantwortung der Fragestellungen	163
4.4.4. Schlussfolgerung	164
Abschließende Diskussion	167
Bewertung der angewendeten Methoden.....	168
Bewertung der Ergebnisse	171
Ausblick	175
Literaturverzeichnis	179
Danksagung	199
Wissenschaftlicher Werdegang.....	201
Publikationen	202
Erklärung	205

Zusammenfassung

Innerhalb der Nordsee stellt die Deutsche Bucht ein sehr wichtiges Rast- und Nahrungsgebiet für Seevögel dar. 28 Arten halten sich dort regelmäßig in bedeutenden Konzentrationen auf, wobei die Bedeutung einzelner Gebiete im Jahresverlauf variiert. Durch langjährige Seevogelerfassungen können diese Verbreitungsgebiete mittlerweile detailliert beschrieben werden. Der Einfluss biotischer und abiotischer Faktoren, die die Habitatwahl von Seevögeln beeinflussen und somit die Verbreitungsmuster bedingen, wie Wassertiefe, Landentfernung, hydrografische und klimatische Prozesse, wurde bereits in zahlreichen Studien beschrieben. Daneben wirken allerdings auch anthropogene Aktivitäten in zunehmendem Maße auf Seevögel ein. Diese können dazu beitragen, dass bestimmte Meeresregionen gemieden oder bevorzugt aufgesucht werden. Auch können sie die natürlichen Verhaltensweisen der Vögel beeinflussen, z. B. durch die Scheuchwirkung von Schiffen oder durch die Barrierewirkung von Hindernissen wie Windparks. Die Auswirkungen der einzelnen Nutzungen (positiv wie negativ) variieren je nach Empfindlichkeit der Vogelart oder nach Nutzungstyp, doch auch die Frequenz der durchgeführten Aktivitäten ist entscheidend. Im Hinblick auf die zu erwartende Intensivierung der anthropogenen Aktivitäten auf dem Meer bedarf es einer Möglichkeit, deren Auswirkungen auf Seevögel umfassend zu bewerten. Dazu liefert diese Arbeit einen wichtigen Beitrag. Unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher und zeitlicher Skalen sowie durch Anwendung deskriptiver und statistischer Methoden wurden die Auswirkungen dreier Nutzungsformen auf Seevögel untersucht und dabei die angewendeten Methoden auf ihre Eignung hin überprüft.

Der erste Teil der Arbeit beschäftigte sich mit dem Einfluss von Schiffsverkehr, eine der intensivsten menschlichen Aktivitäten auf den Weltmeeren. Als Beispielartengruppen wurden Seetaucher und Alken untersucht, da sie sehr empfindlich gegenüber sich nähernden Schiffen sind und mit einer Unterbrechung der Nahrungssuche bis hin zu ausgeprägtem Fluchtverhalten reagieren können. Es wurde der Frage nachgegangen, ob regelmäßiger, intensiver Verkehr bereits die Verbreitung beider Artengruppen beeinflusst hat und daher eine Meidung stark genutzter Regionen nachweisbar ist. Dabei konnte durch drei verschiedene methodische Ansätze gezeigt werden, dass sowohl Seetaucher als auch Alken mit ihren Hauptkonzentrationen nicht in Bereichen mit intensivem Schiffsverkehr vorkommen. Dies wurde besonders im Untersuchungsgebiet in und um das Verkehrstrennungsgebiet „Terschelling German Bight“ deutlich, da sich die Vögel dort deutlich häufiger und mit höheren

Abundanzen direkt in der Trennzone zwischen den beiden Hauptverkehrsrouten aufhielten als innerhalb der Schifffahrtswege.

Da durch den Ausbau der Offshore-Windparks zukünftig eine weitere Nutzung mit einem großen Flächenbedarf auf dem Meer hinzukommen wird, beschäftigte sich die zweite Einzelstudie mit deren Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln. Besonders die Artengruppe der Seetaucher meidet bestehende Windparks z. B. in Dänemark oder Großbritannien großräumig. Dieses Meideverhalten konnte im Rahmen dieser Studie auch in der Umgebung des ersten deutschen Windparks „Alpha Ventus“ nachgewiesen werden. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde abgeschätzt, dass Seetaucher durch den Bau der zum Zeitpunkt der Studie bereits genehmigten 27 Windparks 7,6 % ihres Hauptverbreitungsgebiets im Norden der Deutschen Bucht verlieren würden. Des Weiteren wurde der Schiffsverkehr in der Umgebung des Windparks vor und nach dem Bau verglichen. Die dabei nachgewiesene Zunahme der Schiffe wurde im Hinblick auf ihre zusätzlichen Scheueffekte für Seetaucher diskutiert.

Während in den beiden ersten Studien verbreitungsbasierte Ansätze gewählt wurden, wurden in der dritten Fallstudie Verhaltensänderungen durch anthropogene Aktivitäten am Beispiel von Heringsmöwen und Fischerei untersucht. Da Heringsmöwen neben natürlichen Nahrungsquellen auch sehr häufig den über Bord geworfenen, ungenutzten Beifang (Discard) und Fischereiabfälle als anthropogene Nahrungsquelle nutzen, wurden ihre Nahrungssuchflüge mit Hilfe von GPS-Datenloggern erfasst und erstmalig mit Daten zur Fischereiaktivität auf räumlich-zeitlich präziser Ebene verschnitten. Auf diese Weise wurde nachgewiesen, dass die Möwen sowohl zu Fischereifahrzeugen flogen, als auch Gebiete aufsuchten, in denen keine Kutter aktiv waren, was auf die Suche nach natürlich vorkommender Beute hindeutet. Die Bedeutung der Fischerei als Nahrungsquelle unterschied sich dabei zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Bei Nahrungsflügen, die zu Kuttern führten, nahmen die Vögel einen größeren zeitlichen und energetischen Aufwand in Kauf als bei der Suche nach natürlicher Beute. Die Ergebnisse verdeutlichten die Flexibilität in der Nahrungswahl der Heringsmöwen, die je nach Verfügbarkeit und Vorhersehbarkeit natürliche oder anthropogene Nahrungsquellen nutzen und ihre Nahrungssuch- und Flugstrategien dementsprechend anpassen können. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit liefern aufgrund der Betrachtung verschiedener Nutzungsformen und Vogelarten einen wichtigen Beitrag zum Verständnis der Auswirkungen anthropogener Nutzungen auf Seevögel. Durch die Anwendung verschiedener methodischer Ansätze und unter Berücksichtigung unterschiedlicher Datenquellen konnte veranschaulicht werden, dass zur Bewertung möglicher Effekte die Wahl der räumlichen Ebene ebenso wichtig ist wie das Vorhandensein detaillierter, räumlich und zeitlich hochaufgelöster Daten einzelner Nutzungstypen. Darüber hinaus liefern die Ergebnisse einen wichtigen Beitrag zur Etablierung neuer Methoden und statistischer Verfahren zur

Bewertung anthropogener Einflüsse. Die gewonnenen Erkenntnisse über die Auswirkungen der anthropogenen Aktivitäten auf Seevögel machten zudem die Notwendigkeit deutlich, die Effekte verschiedener Nutzungsformen kumulativ zu betrachten. Da sie zudem die Konflikte zwischen Seevögeln und menschlichen Aktivitäten verdeutlichen, liefern sie wichtige Informationen für die Entwicklung von Schutz- und Managementmaßnahmen in der deutschen Nordsee.

Summary

The German Bight in the southern North Sea is an important resting and feeding habitat for seabirds, with 28 species regularly occurring in this area in significant concentrations. Comprehensive Seabirds-at-Sea surveys during the last decades revealed substantial spatial and temporal variations in the occurrence of the different species and several biotic and abiotic parameters have been identified to determine the habitat choice and the different distribution patterns, like water depth, distance to land, hydrographic processes and climate. Besides, anthropogenic activities, which have strongly increased over the years, can influence the occurrence and behaviour of birds at sea. They can result in the avoidance of areas and thus lead to habitat loss and habitat fragmentation but might also attract birds, depending on the species' sensitivities as well as on the kind of anthropogenic impact and the frequency of the disturbance involved. As human activities at sea are further increasing in the near future, this thesis provides fundamental information to assess and evaluate their consequences for seabirds at sea. Considering different spatial and temporal scales and using several descriptive and statistical approaches, the influence of ship traffic and offshore wind farms on the distribution of seabirds is analysed, while behavioural responses to human impacts are highlighted using the example of fishing activities. Furthermore, the applicability of the applied methods is evaluated in terms of their ability to answer the addressed questions.

Ship traffic is one of the most intense human activities at sea and has been demonstrated to cause disturbance to various seabird species, leading to a disruption of natural behaviour, flight reactions or avoidance of certain sea areas. Divers (Gaviidae) and auks (Alcidae) are particularly sensitive to shipping movements and were thus selected to address the question whether intense ship traffic in the German Bight has already influenced the distribution patterns of these species, resulting in an avoidance of busy shipping lanes. Different methodological approaches revealed that high concentrations of divers and auks were found outside areas with intense ship traffic only. The effect was most obvious within the traffic separation area "Terschelling German Bight", where birds occurred in higher abundances within the low-traffic separation zone compared to the main shipping lines. Accordingly, recent seabird distribution patterns are already an adaptation to ship traffic, and the consequences of the expected increase of shipping movements and of possible dislocations of shipping lines on divers and auks are discussed in this study.

In contrast to ship traffic, the construction of offshore wind farms is a rather new issue, but is supposed to be one of the most serious human impacts on marine ecosystems, as it covers spacious sea areas. Their influence on seabirds differs considerably among species, but studies on existing wind parks in Denmark and

Great Britain revealed that divers exhibit pronounced sensitivity to wind farms and avoid the installations at high distances. The present analysis of the first offshore wind park in German waters, Alpha Ventus, confirmed the avoidance of wind farm areas by divers. It was calculated that the construction of the 27 currently approved projects in the German North Sea would lead to a habitat loss of 7.6 % of the core distribution area of divers in the Northern part of the German Bight. Besides, ship traffic near Alpha Ventus was proved to increase after construction. Thus, on the basis of the results of the previous chapter, the effect of this additional disturbance on divers was likewise addressed in this section.

The third case study examined the behavioural responses of Lesser Black-backed Gulls in relation to fishing activities in the German Bight. In addition to using naturally obtained prey, this gull species also exploits anthropogenic food sources and frequently forages on discards and offal behind fishing vessels. GPS data loggers were used to study foraging trips of individual birds which, for the first time, were combined with high-resolution data on fishing activities. The gulls frequently visited fishing grounds, but also foraged in areas with no active fishing vessels where they probably exploited natural prey. Thereby, the importance of fishery-related prey differed between the two years studied. When foraging near fishing vessels Lesser Black-backed Gulls conducted longer and more energy demanding foraging trips compared to trips targeting natural prey. The results thus revealed different feeding strategies of Lesser Black-backed Gulls according to the availability and predictability of anthropogenic or natural prey sources and confirmed that they are capable of adjusting their foraging activities to different situations. Furthermore, the study exemplifies that at least some seabird species can benefit from human activities at sea.

Overall, the present thesis applied and evaluated different methodological approaches to assess the effects of human impacts on seabirds at sea. Hereby, the selection of the proper spatial scale proved to be equally important as the availability of high-resolution data of the different impacts. The results of the distributional and behavioural analyses revealed conflicts as well as benefits between birds and human activities at sea. Further, the study highlighted the fact that a cumulative assessment of the various anthropogenic activities is essential to properly evaluate their effects on seabirds. It substantially contributed to an improved understanding of the interactions between marine life and economic interests, but also pointed out further existing gaps in knowledge that need to be addressed in future investigations. Both aspects are indispensable in the currently ongoing process of developing conservation and management measures within protected areas for seabirds in the German North Sea.

Allgemeine Einleitung

Wissenschaftlicher Hintergrund

Seevögel sind auf verschiedene Art und Weise an ein Leben auf dem Meer perfekt angepasst und nehmen im Ökosystem Meer als Top-Prädatoren eine wichtige Rolle ein (Schreiber & Burger 2002). Viele Seevogelarten brüten auf küstenfernen Inseln, andere jedoch an den Küsten der Meere. Da sie zur Nahrungssuche zumeist auf das Meer hinaus fliegen, verbringen sie dort die meiste Zeit ihres Lebens (Furness & Monaghan 1987). Außerhalb der Brutzeit werden die Meeresgebiete als Durchzugs-, Überwinterungs-, Mauser- oder Rasthabitate genutzt (Durinck et al. 1994, Sonntag et al. 2004).

Um unterschiedlichste Beuteressourcen nutzen zu können, haben Seevögel oftmals hoch spezialisierte Ernährungstechniken entwickelt. Es kann zwischen Arten unterschieden werden, die durch verschiedene Tauchtechniken in der Wassersäule nach Nahrung suchen oder aber bis auf den Meeresgrund tauchen, um dort benthische Nahrung zu erbeuten. Andere Arten wiederum fressen nur an der Oberfläche oder ernähren sich von über Bord geworfenem Beifang der Fischereifahrzeuge (Furness & Monaghan 1987, Shealer 2002, Garthe 2004).

Um das Leben der Seevögel außerhalb ihrer Brutkolonien und weit ab der Küsten zu erforschen, werden seit den 1990er Jahren in der deutschen Nordsee international standardisierte Seevogelerfassungen von Schiffen aus durchgeführt. Seit dem Jahr 2000 werden auch in der deutschen Ostsee Seevögel erfasst. Außerdem werden seit dieser Zeit in Deutschland zusätzlich 2-motorige Flugzeuge eingesetzt, mit denen die Untersuchungsgebiete großflächig kartiert werden können (Diederichs et al. 2002, Garthe 2006, Markones et al. 2010a). Über die Jahre entwickelte sich durch diese Kartierungen ein sehr detailliertes Bild über die Verteilungsmuster der verschiedenen Arten im Jahresverlauf. Aufgrund dieser Langzeitdaten, die bis heute nach der selben Methode erhoben werden, ist es möglich, saisonale Verbreitungsschwerpunkte und ihre Bedeutung für einzelne Arten zu bewerten und mögliche räumliche oder zeitliche Verlagerungen einzelner Konzentrationsbereiche nachzuweisen. Durch die mittlerweile sehr gute Datenlage können zudem Rastbestände der regelmäßig in den deutschen Gewässern vorkommenden Arten abgeschätzt und Aussagen über Bestandsentwicklungen getroffen werden (Garthe et al. 2007, Garthe et al. 2011a).

Die umfassenden Verbreitungsdaten machen deutlich, dass die deutsche Nordsee während des gesamten Jahres ein sehr wichtiger Lebensraum für Seevögel ist: Neben den heimischen Brutvögeln nutzen auch Rast- und Überwinterungsgäste die Deutsche Bucht außerhalb der Brutzeit in zum Teil international bedeutenden

Konzentrationen (Garthe et al. 2007). Von den 28 in der deutschen Nordsee regelmäßig vorkommenden Arten erreichen 13 einen Bestand, der mindestens 1 % ihrer biogeografischen Population entspricht (Garthe et al. 2007). Insgesamt sieben Arten sind zudem wegen ihrer Gefährdung als besonders schützenswert im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie geführt. Daraus erwächst für Deutschland eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Arten.

In den Verbreitungsmustern der meisten Seevogelarten sind klare saisonale und räumliche Muster erkennbar, die durch verschiedene Habitatparameter beeinflusst werden. Zu den wichtigsten Faktoren gehören die Verteilung und die Erreichbarkeit der Beute. Diese beiden Faktoren stehen in direktem Zusammenhang mit diversen Umweltparametern, die die verschiedenen Meeresbereiche charakterisieren (Hunt & Schneider 1987, Daunt et al. 2006, Markones 2007). Dazu zählen beispielsweise Wassertiefe und Sediment, aber auch hydrografische Parameter wie Wassermassen oder Fronten (Garthe 1997, Markones et al. 2008, Garthe et al. 2009). Neben diesen natürlichen Habitatfaktoren wirken allerdings auch anthropogene Faktoren auf Seevögel ein (Garthe 1997, Kaiser et al. 2006, Petersen et al. 2006, Dwyer 2010). Auch wenn das Meer oft als freier, ungenutzter Raum erscheint, werden weite Teile intensiv durch den Menschen genutzt. Die Bedeutung als Industriestandort wird in den nächsten Jahren stetig steigen. In Zukunft werden sich besonders die Gewinnung von Energie und Rohstoffen sowie der Transport von Gütern auf den Meeren stark weiterentwickeln (Nolte 2010, Deutscher Bundestag 17/6775 2011). Diese und andere bereits existierende Nutzungsformen, wie Fischerei, Sand- und Kiesabbau, Meeresforschung, militärische Aktivitäten und Tourismus, stehen somit immer stärker in Konkurrenz um den Naturraum Meer und die dort verfügbaren Ressourcen. Auch der Meeresnaturschutz konkurriert mit den zahlreichen Nutzungen um verbleibende Flächen. Durch die Ausweisung von Schutzgebieten sollen daher im intensiv genutzten Meer Rückzugsmöglichkeiten für empfindliche Arten gewährleistet werden (Garthe 2003, Nolte 2010, Garthe et al. 2011b). Im internationalen Vergleich gehört die Deutsche Bucht zu den am stärksten durch den Menschen genutzten Meeresbereichen (Halpern et al. 2008). Durch die aktuelle Klimapolitik und die damit verbundene Förderung der regenerativen Energien kommt durch den Ausbau der Offshore-Windenergie eine weitere Nutzung mit einem großen Flächenanspruch hinzu. Um die dadurch entstehenden Konflikte zwischen den einzelnen anthropogenen Aktivitäten besser regeln zu können, wurde ein Raumordnungsplan (BSH 2009) erstellt, der koordinierte Festlegungen für die einzelnen Funktionen und Nutzungen enthält (Nolte 2010). Eine Zusammenstellung aller bereits existierenden und geplanten Nutzungen zeigt dabei eindrücklich, dass es kaum noch Bereiche in der Deutschen Bucht gibt, die nicht durch den Menschen in Anspruch genommen werden (Abb. 1.3).

Durch den geplanten massiven Ausbau der Windenergie wird es zu einer räumlichen Verschiebung einzelner Nutzungen kommen. Durch Bau- und Wartungsarbeiten der Windparks wird eine Zunahme des Schiffsverkehrs erwartet (Exo et al. 2003a). Zur Vermeidung von Kollisionen müssen Schiffe einen Mindestabstand zu den Windparks einhalten, so dass sich die Schifffahrt, die bislang weitgehend ungehindert in der Deutschen Bucht stattfinden durfte, vermutlich auf bestimmte Routen konzentrieren wird. Ebenso wird eine Verlagerung der Fischereigebiete erwartet, da in bestehenden Windparks höchstwahrscheinlich aus Sicherheitsgründen nicht mehr gefischt werden darf und die Fangflotten den Seeverkehr in den für die Schifffahrt ausgewiesenen Vorranggebieten nicht behindern dürfen (BSH 2009, Berkenhagen et al. 2010). Besonders diese drei letztgenannten Nutzungen rufen entweder positive oder negative Effekte auf Seevögel hervor, die sich auf deren Verteilung und deren Verhalten auswirken können (Tasker et al. 2000, Petersen et al. 2006, Stienen et al. 2007, Schwemmer et al. 2011). Effekte von anthropogenen Nutzungen werden als Verhaltensänderungen definiert, die zeitlich begrenzt oder auch permanent sein können. Effekte ziehen positive oder negative Auswirkungen nach sich, die auf die Fitness und das Überleben eines Tieres wirken können (O'Connell et al. 2007). Es ist schwierig, solche Auswirkungen auf die Fitness eines Tieres zu bewerten, jedoch gibt es verschiedene Methoden und Studien, die die positiven und negativen Effekte der menschlichen Nutzungen auf Seevögel untersuchen (Camphuysen 1995, Petersen et al. 2006, Kaiser et al. 2006, Votier et al. 2010, Schwemmer et al. 2011). Die Reaktionen der Seevögel hängen dabei sowohl von der Art der Nutzung als auch von der Empfindlichkeit der einzelnen Seevogelarten ab (Camphuysen et al. 1999, Garthe & Hüppop 2004).

Bei der Untersuchung der Effekte kann zwischen direkten und indirekten Effekten unterschieden werden (Abb. AE-1). Während direkte Effekte die Mortalitätsrate eines Vogels beeinflussen, wirken indirekte Effekte über Veränderungen der Nahrungs- und Habitatverfügbarkeit auf ein Individuum ein (Tasker et al. 2000, Gill 2005, Stienen et al. 2007). Zu den direkten Effekten gehören in erster Linie die Kollision mit technischen Bauwerken und das Verfangen in Fischernetzen, da sie zur direkten Mortalität der Vögel führen. In dieser Studie werden außerdem Veränderungen der Körperkondition eines Vogels zu den direkten Effekten gezählt, da die Barrierewirkung und damit das Umfliegen eines Windparks oder das Aufscheuchen rastender Vögel durch Schiffe zu einem höheren Energieverbrauch führen und damit direkt zu einer Verschlechterung der Körperkondition des Vogels beitragen. Ebenso wirken Verschmutzungen durch Öl (-unfälle) auf die Körperkondition ein und führen meist zum Tod der Tiere (Golet et al. 2002).

Indirekte Effekte werden in der vorliegenden Studie in Anlehnung an Tasker et al. (2000) als eine Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit definiert. Ölunfälle,

Überfischung oder der über Bord geworfene ungenutzte Beifang verändern das Nahrungsangebot für Seevögel und wirken so indirekt, entweder positiv oder negativ, auf den Vogel ein. Auch durch bodennahe Schleppnetzfisherei sowie durch den Abbau von Sand und Kies kann sich die verfügbare Nahrung für Seevögel ändern, da Lebensräume benthischer Beuteorganismen beeinträchtigt werden (Exo et al. 2003b). Des Weiteren zählt die Meidung von Lebensräumen, die beispielsweise durch Windparks überbaut werden, zu den indirekten Effekten, da die Vögel geeignete Rast- und Nahrungshabitate verlieren und dadurch auf Gebiete mit möglicherweise suboptimalen Habitatbedingungen ausweichen müssen (Stienen et al. 2007). Falls die Vögel nicht ausreichend Nahrung für sich und ihre Küken finden oder durch Störungen nicht genügend Zeit zur Nahrungssuche haben, kann dies Auswirkungen auf ihre Körperkondition und ihren Bruterfolg haben (Mikola et al. 1994).

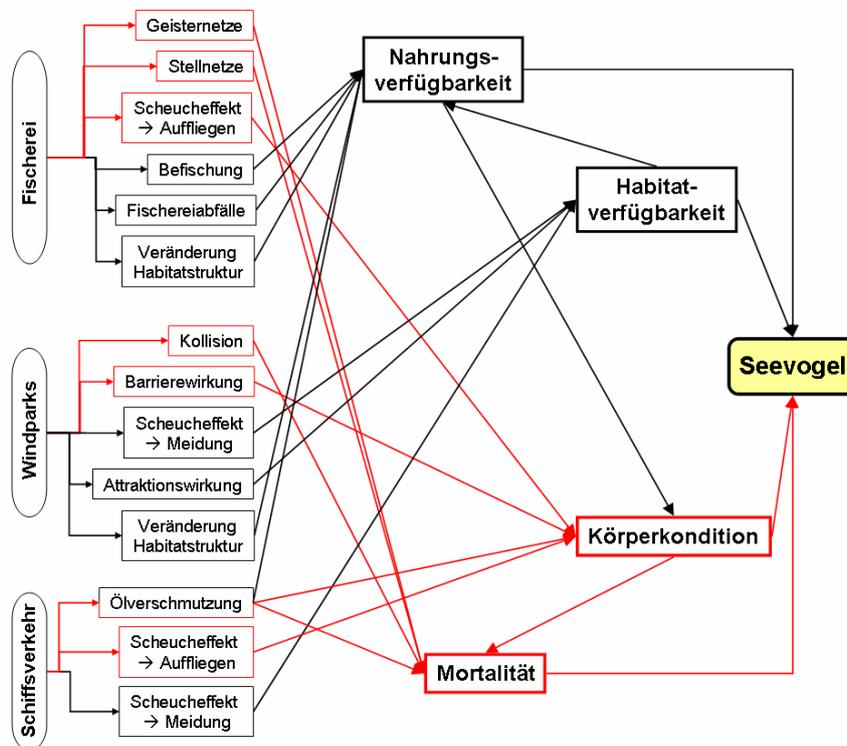


Abbildung AE-1. Auf Seevögel einwirkende Effekte der Nutzungsformen „Fischerei“, „Offshore-Windenergie“ und „Schiffsverkehr“. Es werden die relevantesten direkten (rot) und indirekten (schwarz) Effekte und ihre Wirkebenen dargestellt.

Durch die Intensivierung der menschlichen Nutzungen einerseits und die in den letzten Jahren vielfach dokumentierte Abnahme vieler Seevogelbestände andererseits, erlangt das Thema der anthropogenen Effekte eine immer größere Bedeutung und gerät dadurch stark in den Fokus von Entscheidungsträgern und Genehmigungsbehörden. Eine umfassende Bewertung der Auswirkungen von menschlichen Nutzungen ist bislang jedoch nur eingeschränkt möglich, da es in

vielen Bereichen an geeigneten Daten über Nutzungsintensitäten und an Langzeitbeobachtungen der Effekte auf die Vogelwelt mangelt. Viele der bislang durchgeführten Studien beschäftigen sich mit anthropogenen Eingriffen im Bereich der Brutkolonien von Seevögeln oder in küstennahen Rastgebieten, da diese Gebiete meist gut zugänglich und somit einfach zu beobachten sind (Mikola et al. 1994, Ronconi & St. Clair 2002). Den Einfluss von Eingriffen auf dem Meer zu untersuchen, ist dagegen schwieriger. Es gibt jedoch bereits einige Studien, die die Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen auf Seevögel auf dem Meer zum Thema haben. Generell wird bei der Untersuchung anthropogener Effekte zwischen zwei verschiedenen methodischen Ansätzen unterschieden (Peters & Otis 2006, Dwyer 2010):

- Gebiets- bzw. verbreitungsbasierter Ansatz:
Die Auswirkungen der Eingriffe werden auf Grundlage von Verbreitungsmustern und Abundanzen bestimmter Arten bewertet.
- Verhaltensbezogener Ansatz:
Zur Bewertung der Eingriffe werden Reaktionen und Änderungen von Verhaltensweisen der Vögel untersucht.

Erste Studien zu großräumigen Habitatverlusten und Gewöhnungseffekten wurden hauptsächlich im Rahmen der Offshore-Windkraft-Forschung durchgeführt (Petersen et al. 2006, Percival 2009, Leopold et al. 2010). Ebenfalls wurden durch Windparks ausgelöste Verhaltensänderungen beobachtet, die zeigen, dass viele Vogelarten ihre Flugrichtung in der Nähe eines Windparks ändern (Krijgsveld et al. 2010, Pettersson 2005). In Bezug auf durch Schiffsverkehr ausgelöste Effekte wurden bislang hauptsächlich Änderungen des Verhaltens und die Fluchtdistanzen einzelner Arten untersucht (Ronconi & St. Clair 2002, Bellebaum et al. 2006, Kaiser et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Nur in wenigen Studien werden Verbreitungsmuster in intensiv und wenig befahrenen Bereichen verglichen (Schwemmer et al. 2011, Kaiser et al. 2006). Zum einen mag dieses Defizit daran liegen, dass erst seit wenigen Jahren die Bedeutung der Auswirkungen von menschlichen Nutzungen realisiert und Untersuchungen dazu gezielt unterstützt werden. Zum anderen war es lange Jahre nicht möglich, genaue Daten einzelner Nutzungsformen zu erhalten. Mittlerweile sind jedoch detaillierte Informationen zum Schiffsverkehr soweit nutzbar, dass eine Aussage über die Lage von Schifffahrtsrouten und die Intensität der dort herrschenden Schiffsbewegungen getroffen werden kann. Darüber hinaus sind seit wenigen Jahren hochaufgelöste Daten über das räumliche und zeitliche Vorkommen von Fischereiaktivitäten über das Vessel Monitoring System (VMS) verfügbar (Fock 2008). Diese genannten Informationen können jetzt mit den Verbreitungsmustern der Seevögel in Beziehung gesetzt werden. Zudem ist man heutzutage bei der Erforschung von Seevögeln auf dem

Meer nicht mehr alleine auf die Beobachtungen von Schiffen oder Flugzeugen aus angewiesen. Die Weiterentwicklung von GPS-Datenloggern ermöglicht es, Nahrungssuchflüge der Vögel auf individuenbasierter Ebene aufzuzeichnen und so Informationen über Raumnutzungsmuster und Nahrungssuchverhalten zu erlangen. Dadurch bietet sich erstmals die Gelegenheit auf zeitlicher und räumlicher Ebene, die Informationen der Nahrungsflüge mit hochaufgelösten Informationen über die Fischereiaktivität zu verschneiden. Votier et al. (2010) nutzten diese Daten bereits für Basstölpel in schottischen Gewässern. Allerdings wurde dieses Verfahren noch nicht für Möwen angewendet, die jedoch in Küsten- und Schelfgebieten zu den häufigsten Fischereifolgern zählen (Garthe 1993, Camphuysen 1995).

Ziele dieser Studie und Aufbau der Kapitel

Die neu verfügbaren Datenquellen auf der einen Seite und die erst junge GPS-Loggertechnologie auf der anderen Seite ermöglichen eine Aktualisierung und Weiterentwicklung der bisher angewendeten Analysemethoden zur detaillierten Abschätzung der Auswirkungen der anthropogenen Nutzungen auf Seevögel. In der hier vorliegenden Studie sollen zudem moderne statistische Habitatmodellierungen Anwendung finden, die mittlerweile in vielen Studien eingesetzt werden. Durch die Weiterentwicklung der Auswertungsmöglichkeiten ergibt sich eine stark methodische Ausrichtung dieser Arbeit. Darüber hinaus werden unter Berücksichtigung der erarbeiteten Ergebnisse die Effekte einzelner Nutzungen bewertet. Außerdem wird abgeschätzt, wie sich eine zukünftige Änderung einzelner Nutzungen auf Seevögel auswirken könnte. Folgende Fragestellungen stehen dabei im Fokus:

- Welchen Einfluss haben bereits bestehende anthropogene Nutzungen auf die Verteilungsmuster und die Konzentrationen ausgewählter Seevogelarten in der Deutschen Bucht?
- Wie wirken sich anthropogene Nutzungen auf das Verhalten ausgewählter Seevogelarten aus?
- Wie könnten sich Veränderungen der bereits bestehenden anthropogenen Nutzungen, beispielsweise durch den Bau von Offshore-Windenergieanlagen, auf die derzeitigen Verteilungsmuster von Seevögeln auswirken?
- Wie gut eignen sich die hier angewendeten Methoden zur Bearbeitung der Fragestellung und zur Bewertung der Effekte?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden drei umfangreiche Einzelstudien (Kapitel 2-4) durchgeführt, deren Ziel es war, neue Datenquellen auf ihre Eignung zu prüfen, Analysemethoden weiter zu entwickeln sowie eine Bewertung der anthropogenen Effekte vorzunehmen. Dabei wurden beispielhaft die drei Nutzungsformen Schiffsverkehr, Offshore-Windkraft und Fischerei auf ihren Einfluss auf Seevögel hin untersucht. Wegen der starken methodischen Ausrichtung dieser Arbeit wurden die verwendeten Datenquellen sowie die angewendeten statistischen Modelle in einem eigenständigen Kapitel (Kapitel 1) vorangestellt und dort detailliert beschrieben.

Kapitel 1

Datenquellen und angewendete Methoden

In diesem Kapitel werden die Vogelarten vorgestellt, an deren Beispiel die Effekte anthropogener Nutzungen untersucht wurden. Des Weiteren werden verschiedene Methoden zur Erfassung und Analyse der Seevogelverbreitung auf See beschrieben. Dabei werden die klassischen Erfassungsmethoden mit Schiffen oder Flugzeugen sowie der Einsatz von GPS-Datenloggern detailliert erläutert. Außerdem werden die verwendeten Daten zu den drei Nutzungsformen Offshore-Windenergie, Schiffsverkehr und Fischerei vorgestellt sowie deren Quellen benannt. Am Ende des Kapitels werden die statistischen Verfahren und die angewendeten statistischen Modelle vorgestellt.

Kapitel 2

Einfluss von Schiffsverkehr auf die Verteilung von Seevögeln

Anhand aktueller Verbreitungsschwerpunkte von Seetauchern und Alken wird untersucht, ob der derzeit herrschende Schiffsverkehr die Verteilungsmuster dieser Arten beeinflusst. Zur Identifizierung der Lage von Schifffahrtsrouten sowie zur Beurteilung der Intensität des Schiffsverkehrs werden Daten des Automatic Information System (AIS) sowie Daten von während Seevogelerfassungen kartierten Schiffen herangezogen. Die Analyse der Effekte berücksichtigt dabei sowohl deskriptive Methoden als auch statistische Verfahren.

Da davon ausgegangen wird, dass sich die Intensität des Schiffsverkehrs in einigen Gebieten durch den Bau von Offshore-Windparks erhöht bzw. es zu Verlagerungen auf bestimmten Routen kommt, muss mit neuen bzw. verstärkten Effekten auf die derzeitige Verbreitung der Seevögel gerechnet werden. Es werden Gebiete identifiziert, die nach den derzeit herrschenden Nutzungen als besonders sensibel gegenüber zunehmendem Schiffsverkehr eingestuft werden können. Diese Einschätzung erfolgt auf Grundlage von Verteilungsmustern der störimpfindlichsten Arten in Kombination mit dem Traffic Disturbance Index (TDI) nach Camphuysen et al. (1999). Abschließend wird die Notwendigkeit für

gut durchdachte Managementmaßnahmen zur Schaffung ungestörter Rückzugsbereiche für Seevögel diskutiert.

Kapitel 3

Einfluss der Offshore-Windkraftnutzung auf die Verteilung von Seetauchern

In diesem Kapitel werden erste Ergebnisse zu den Effekten des seit knapp drei Jahren in Betrieb befindlichen Test- und Forschungs-Windparks „Alpha Ventus“ vorgestellt. Dabei geht es um den Vergleich der Verteilungsmuster von Seetauchern vor und nach dem Bau sowie deren Meidedistanzen. Da bislang keine detaillierten Informationen über Veränderungen des Verkehrsaufkommens vor und nach dem Bau eines Windparks vorliegen, wird in dieser Studie erstmals eine Quantifizierung des Schiffsverkehrs vorgenommen.

Wie bereits durch verschiedene Studien bekannt ist, meiden Seetaucher bestehende Windparks weiträumig. Unter Berücksichtigung dieser Annahme und der daraus resultierenden kumulativen Wirkung aller genehmigten Windparks wird errechnet, wie viel Lebensraum den Seetauchern bei dem derzeitigen Genehmigungsstand in der deutschen Nordsee verloren gehen könnte. Um die Bedeutung der Effekte besser in einen populationsbiologischen Zusammenhang zu setzen, wird die Anzahl der betroffenen Seetaucher in Beziehung zu deren nationalen Bestandsgröße sowie zu der nordwest-europäischen biogeografischen Population gesetzt.

Kapitel 4

Einfluss von Fischereiaktivitäten auf das Nahrungssuchverhalten von Heringsmöwen

Erstmalig werden die durch GPS-Datenlogger erfassten individuenbasierten Nahrungsflüge von Heringsmöwen mit Daten zur Fischereiaktivität auf räumlich-zeitlich präziser Ebene verknüpft. Neben generellen Informationen zur Wahl der Nahrungsgebiete lassen sich dabei einzelne Nahrungssuchflüge der Heringsmöwen detailliert beschreiben. Es ist zudem erstmalig möglich, Verhaltensänderungen der Möwen zu beobachten und mit dem Vorkommen aktiver Fischereifahrzeuge in Beziehung zu setzen. Die Eigenschaften der Nahrungsflüge, wie zurückgelegte Gesamtstrecke oder maximale Entfernung zur Kolonie, werden dabei hinsichtlich der Entfernung zu einem Fischereifahrzeug verglichen. Auch werden verschiedene Flugmuster und Flugstrategien betrachtet und in Beziehung zu aktiv fischenden Fischereifahrzeugen gesetzt. Durch die resultierenden Ergebnisse ergeben sich Hinweise darauf, welche Bedeutung der Fischerei für die Heringsmöwen in der Deutschen Bucht zukommt und wie stark deren Nahrungssuchverhalten an das Vorkommen der Fischkutter angepasst ist.

1. Datenquellen und angewendete Methoden

1.1. Untersuchungsgebiet

Die Deutsche Bucht liegt im südöstlichen Bereich der Nordsee, die einen Teil des nordwesteuropäischen Kontinentalschelfs darstellt (Sterr 2003). Die Deutsche Bucht umfasst die Küstenregionen von Niedersachsen und Schleswig-Holstein, das vorgelagerte Wattenmeer sowie die daran anschließenden Offshore-Gewässer. Dort finden sich Bereiche in denen sich das salzige Nordseewasser mit dem Süßwasser der Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider mischt. Auf diese Weise kommt es zu starken Gradienten von Salzgehalt und Wassertrübung, so dass zwischen zwei verschiedenen Wassermassen innerhalb der Deutschen Bucht unterschieden wird: 1) Die kontinentale Küstenwassermasse, die durch die Ästuare der Flüsse geprägt wird, ist relativ salzarm, zeichnet sich durch eine hohe Trübung aus und ist meist gut durchmischt. 2) Die Wassermasse der zentralen Nordsee dagegen ist sehr salzhaltig und klar (geringe Trübung) und weist eine starke Temperaturschichtung auf (Becker et al. 1983). Die Variabilität dieser Habitatparameter führt zu großen Unterschieden des Nährstoffangebotes (Phytoplankton - Zooplankton - Fische), so dass viele verschiedene Lebensraumtypen innerhalb der Deutschen Bucht vorhanden sind (Garthe 1998). Diese werden von vielen unterschiedlichen Seevogelarten zur Rast und Überwinterung sowie zur Nahrungssuche genutzt.

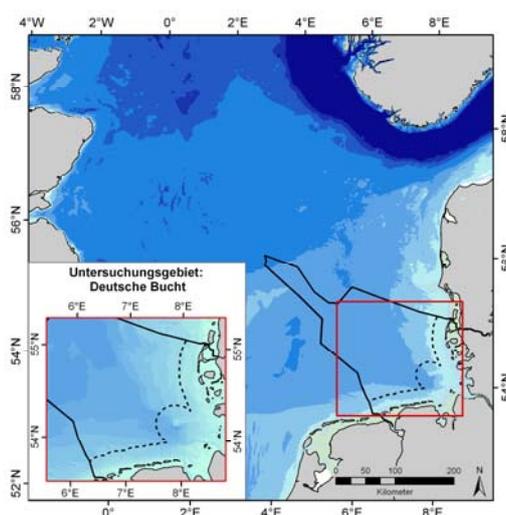


Abbildung 1.1. Lage des Untersuchungsgebietes „Deutsche Bucht“ innerhalb der südlichen Nordsee.

1.2. Untersuchte Vogelarten

In dieser Arbeit wurde der Fokus auf drei verschiedene Seevogelarten bzw. Artengruppen gelegt. Seetaucher gelten als besonders empfindlich gegenüber anthropogenen Störungen (Garthe & Hüppop 2004). In Kapitel 2 werden daher an ihrem Beispiel die Auswirkungen der durch Schiffsverkehr ausgelösten Effekte untersucht. Da Seetaucher mittlerweile als genehmigungsrelevante Artengruppe in der Offshore-Windparkplanung gelten (Zeiler et al. 2005), werden in Kapitel 3 ihre Verbreitungsmuster vor und nach dem Bau von „Alpha Ventus“ analysiert. Auch Alken gelten als empfindlich gegenüber menschlichen Eingriffen (Mendel et al. 2008). Es ist aber bislang keine Studie bekannt, die sich mit den Auswirkungen von Schiffsverkehr auf deren großräumige Verteilung beschäftigt hat. Daher werden in Kapitel 2 zusätzlich zu den Seetauchern auch Alken in die Analysen einbezogen. Die Nutzung Fischerei gilt als besonders relevant für die Heringsmöwe, da sie zu den häufigsten Fischereifolgern in der deutschen Nordsee zählt (Garthe 1993, Camphuysen 1995). An ihrem Beispiel wird daher in Kapitel 4 der Einfluss der Fischerei auf ihr Nahrungssuchverhalten und ihre Flugstrategien untersucht.

1.2.1. Seetaucher

Die Gruppe der Seetaucher besteht aus mehreren Arten, wobei in deutschen Gewässern nur zwei der Arten regelmäßig und in größeren Abundanzen vorkommen. Da diese während der Erfassungen oft nur schwer von einander unterscheidbar sind, werden in dieser Arbeit beide Arten 1) Sterntaucher (*Gavia stellata*) und 2) Prachttaucher (*Gavia arctica*) in den Auswertungen zusammengefasst. Die fischfressenden Seetaucher brüten hauptsächlich in skandinavischen Süßgewässern und rasten bzw. überwintern außerhalb der Brutzeit auf dem Meer. Die deutschen Nord- und Ostseegewässer spielen als regelmäßige Durchzugs- und Winterquartiere eine wichtige Rolle. Sterntaucher sind besonders im Frühjahr in der Deutschen Bucht weit verbreitet und kommen dort teilweise in sehr hohen Konzentrationen vor. Prachttaucher hingegen halten sich seltener in der deutschen Nordsee auf und machen dort nur etwa 5 % aller Seetaucher aus. In der deutschen Ostsee allerdings sind sie zum Teil häufiger anzutreffen als Sterntaucher (zusammengestellt in Mendel et al. 2008).

Nach neuesten Bestandsberechnungen rasten in der deutschen Nordsee im Frühjahr 16.500 Sterntaucher und 2.000 Prachttaucher (Garthe et al. 2007), ein Großteil davon (14.600 Individuen) in den küstenfernen Gebieten in der deutschen AWZ (Ausschließliche Wirtschaftszone). Für die deutsche Nordsee

berechneten Garthe et al. (2011a) innerhalb der letzten zehn Jahre einen Bestandsrückgang um etwa ein Drittel.

Die Schätzung eines europäischen Gesamtbestandes für alle Rastgebiete außerhalb der Brutzeit ist sehr schwierig, da nationale Bestandszahlen vieler Länder nicht ausreichend bekannt sind. Durinck et al. (1994) schätzten auf Basis von mittlerweile knapp 20 Jahre alten Daten den nordwest-europäischen Winterbestand auf 110.000 Individuen. Genauere und aktuellere Zahlen liegen der Öffentlichkeit bislang nicht vor. Aufgrund ihrer Gefährdung (beide Arten sind in Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie gelistet), ihrer Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Störungen (Garthe & Hüppop 2004, Bellebaum et al. 2006, Petersen et al. 2006, Schwemmer et al. 2011) sowie der großen Bedeutung der deutschen Gewässer als Rastgebiet sind Seetaucher zum Gegenstand der aktuellen Windkraftdiskussion geworden. Es ist daher notwendig, detaillierte Informationen über die Effekte anthropogener Nutzungen zu gewinnen, um zukünftig Auswirkungen auf Populationsebene eindeutiger abschätzen zu können.

1.2.2. Alken

Die Artengruppe der Alken (in der vorliegenden Studie: Trottellumme (*Uria aalge*) und Tordalk (*Alca torda*)) hält sich ganzjährig auf dem Meer auf, wobei Tordalken generell etwas küstennäher verbreitet sind. Beide Arten ernähren sich überwiegend von pelagischen Schwarmfischen wie Sandaalen (*Ammodytes spec.*) oder Heringsartigen (*Clupeiformes*). Die größten Brutkolonien befinden sich auf Island und den britischen Inseln. In Deutschland brüten Alken nur in einer verhältnismäßig geringen Anzahl auf der Offshore-Insel Helgoland. Als biogeografische Population wird für Trottellummen der nordatlantische Brutbestand von ca. 5,7 Mio. Individuen angesehen. Für Tordalken werden für die nordwesteuropäische biogeografische Population 1,06 Mio. Individuen geschätzt (zusammengestellt in Mendel et al. 2008). Beide Arten halten sich während des ganzen Jahres regelmäßig in deutschen Nordseegewässern auf. Die höchsten Bestände erreichen beide Arten in den Wintermonaten (Trottellumme: 33.000 Ind., Tordalk: 7.500 Ind., Garthe et al. 2007).

Beide Alkenarten wurden für die hier durchgeführten Untersuchungen ausgewählt, da sie bekanntermaßen mit deutlichem Stressverhalten auf sich nähernde Schiffe reagieren. Sie fliegen zwar nur gelegentlich zur Flucht auf, tauchen aber oft in der Nähe eines Schiffes ab oder schwimmen aktiv fort (Bellefleur et al. 2009, FTZ unveröff. Daten). Da verschiedene Studien bereits belegen konnten, dass Alken ebenfalls empfindlich auf bereits gebaute Offshore-Windparks reagieren (zusammengestellt in Dierschke & Garthe 2006), rückt in

diesem Zusammenhang der mögliche Verlust von ungestörten Lebensräumen auch für Naturschutzbehörden in den Vordergrund.

1.2.3. Heringsmöwen

Die Heringsmöwe (*Larus fuscus*) zählt zu den wenigen Seevogelarten, die keine direkte Störung durch Schiffsverkehr oder Windparks erfahren. Oft werden sie sogar durch Schiffe oder technische Bauwerke auf dem Meer angelockt (zusammengestellt in Dierschke & Garthe 2006). Der stärkste Anlockungseffekt geht jedoch von Fischereifahrzeugen aus. Heringsmöwen gehören daher mittlerweile zu den häufigsten Fischereifolgern, die die über Bord geworfenen Fischereiabfälle und den Beifang als zusätzliche anthropogene Nahrungsquelle nutzen (Garthe 1993, Camphuysen 1995, Oro 1996). Die in Deutschland brütenden Heringsmöwen gehören zu der Unterart *Larus fuscus intermedius*, deren Brutbestand zwischen Europa und Westafrika auf ca. 380.000 Individuen geschätzt wird. In Deutschland hat das Brutvorkommen in den letzten Jahren sehr stark zugenommen, so dass die Heringsmöwe mittlerweile zu den häufigsten Brutvögeln an der Nordseeküste zählt. Im Gegensatz zu anderen Möwenarten ist die Heringsmöwe weit in der Deutschen Bucht verbreitet und sucht meist auf dem Meer nach Nahrung (Camphuysen 1995, Kubetzki & Garthe 2003). Jedoch mehren sich die Beobachtungen von weit im Inland fressenden Heringsmöwen. Auch durch Nahrungsuntersuchungen konnte gezeigt werden, dass Vögel einiger Kolonien vermehrt terrestrische Nahrungshabitate nutzen (Schwemmer et al. 2008, Garthe et al. unveröff. Daten). Diese Verschiebung macht deutlich, dass sich die Rolle der Fischerei als Nahrungsquelle durchaus ändern könnte. Daher wurde an ihrem Beispiel untersucht, wie sich das Nahrungssuchverhalten sowie die Flugstrategien auf individueller Ebene in Abhängigkeit von Fischereiaktivitäten ändern können.

1.3. Verwendete Datenquellen

1.3.1. Vogelverbreitung

In dieser Studie werden verschiedene Methoden vorgestellt, mit denen die Verbreitung von Seevögeln auf dem Meer untersucht wird. Seit 1990 werden in der deutschen Nordsee Seevögel von Schiffen und seit 2002 auch von Flugzeugen aus erfasst. Mittlerweile wird zudem die neue Technologie der GPS-Datenlogger eingesetzt, mit der die Raumnutzung einzelner Vögel detailliert untersucht werden kann.

Seabirds-at-Sea-Erfassungen

Um die Verbreitungsmuster von Seevögeln in den deutschen Nordseegewässern zu untersuchen, werden Transekterfassungen von Schiffen und Flugzeugen aus durchgeführt. Je nach Fragestellung und untersuchter Vogelart bieten beide Erfassungsplattformen Vor- und Nachteile (Garthe et al. 2004).

Die schiffsgestützten Erfassungen erfolgen seit 1990 in Anlehnung an eine international standardisierte Methode (Tasker et al. 1984, Camphuysen & Garthe 2004). Der Beobachter befindet sich dabei auf dem Peildeck oder der Nock des Schiffes. Während sich das Schiff vorwärts bewegt, werden auf einem 300 m breiten Transektstreifen parallel zur Kiellinie des Schiffes alle fliegenden und schwimmenden Individuen nach und nach erfasst. Die Beobachtungen werden in 1-minütigen Zählintervallen zusammengefasst. Die zurückgelegte Strecke pro Zählintervall ist abhängig von der Geschwindigkeit des Schiffes, so dass die Begrenzung des Zähltransektes nach vorne variabel ist (bei einer Geschwindigkeit von 10 Knoten ist das Transekt nach vorne auf eine Länge von 310 m begrenzt, Garthe et al. 2004). In Kombination mit der Transektbreite (300 m) wird die kartierte Fläche pro Zählintervall berechnet. Auf diese Weise ist es möglich, Abundanzwerte der kartierten Vögel (Ind./km²) zu berechnen, die somit aufwandskorrigiert und damit vergleichbar sind. In diese Abundanzberechnung gehen alle schwimmenden Vögel ein, die sich innerhalb des 300 m-Transektes befinden sowie alle fliegenden Vögel, die sich zu jeder vollen Minute im Transekt befinden. Diese Schnappschuss-Methode (Tasker et al. 1984) verhindert eine Überbewertung und Mehrfachzählung der fliegenden Vögel, da sie sich, relativ zum Schiff, schneller fortbewegen. Alle Vögel, die außerhalb des 300 m breiten Transektes schwimmen bzw. nicht zur vollen Minute über das Transekt fliegen, werden zwar zusätzlich erfasst, jedoch nicht in die Abundanzberechnungen einbezogen. Diese Daten geben allerdings wichtige Informationen über das Vorkommen seltener Arten und erhöhen die Stichprobe für Auswertungen des Verhaltens der Vögel. Um die Beobachtungen auf See mit geografischen Positionen zu verknüpfen, werden GPS-Positionen in 1-minütigen Zählintervallen aufgezeichnet. Während der Zählung werden die Vögel mit bloßem Auge gesucht, der Einsatz eines Fernglases dient zur Bestimmung der Art, des Alters und des Geschlechts sowie für Verhaltensbeobachtungen.

Einige Arten, wie Seetaucher oder Meeresenten, fliegen allerdings schon in weiter Entfernung zu dem sich nähernden Zehlschiff auf. Um sie nicht zu übersehen, muss nach diesen Arten systematisch mit dem Fernglas Ausschau gehalten werden (Garthe et al. 2002). Für Arten mit hohen Fluchtdistanzen ist diese Methode nur bedingt geeignet, daher sollten diese besser von Flugzeugen aus erfasst werden. Während ein weiterer Vorteil der fluggestützten Zählungen die flächendeckende Erfassung großräumiger Gebiete innerhalb kurzer Zeit ist, können detaillierte Verhaltensbeobachtungen sowie Untersuchungen von Flug-

höhen der Vögel nur vom Schiff aus durchgeführt werden. Außerdem ist es mit dem Schiff möglich, Messungen hydrografischer Parameter durchzuführen und sie mit der Vogelverbreitung in Verbindung zu bringen (Markones 2007, Markones et al. 2008). Die fluggestützten Seevogelerfassungen nach Diederichs et al. (2002) und Markones & Garthe (2010a) werden seit dem Jahr 2002 nach einem ähnlichen Prinzip wie die schiffsbasierten Erfassungen durchgeführt: Entlang der Fluglinie des Flugzeugs werden alle schwimmenden und fliegenden Vögel in einem Transektstreifen von 397 m (bzw. beidseitig 794 m) erfasst. Die Zählungen erfolgen mit einem kleinen zweimotorigen Flugzeug aus einer Flughöhe von 78 m. Um die Entfernungen der Vögel zur Fluglinie abschätzen zu können, unterteilt der Beobachter sein Sichtfeld durch Winkelmessungen. In sekundengenauen Intervallen werden alle Angaben zu den beobachteten Vögeln aufgenommen und deren geografische Position mittels GPS-Gerät bestimmt. Ein Nachteil der fluggestützten Erfassungen ist, dass die Differenzierung zwischen einzelnen sich ähnelnden Arten, wie Trottellumme und Tordalk, schwieriger als vom Schiff aus ist.

Für beide Erfassungsmethoden gilt, dass Vögel mit zunehmender Entfernung zur Zählplattform leichter übersehen werden können. Daher wurden artspezifische Korrekturfaktoren berechnet, die mit den Anzahlen der gesichteten Vögel multipliziert werden (Buckland et al. 2001, Garthe 2003, Markones & Garthe 2010a). Voraussetzung dafür ist die Unterteilung der Zähltransekte in unterschiedliche Entfernungsklassen. Bereits während der Seevogelerfassungen werden die Beobachtungen den Entfernungsklassen zugewiesen (Schiff: 0–50 m, 50–100 m, 100–200 m und 200–300 m zur Kiellinie des Schiffes; Flugzeug, Flughöhe 78 m: 0–48 m, 48–122 m und 122–397 m; Garthe et al. 2004). Während die Korrekturfaktoren für schiffsgestützte Erfassungen nur für schwimmende Vögel angewendet werden, werden bei fluggestützten Zählungen sowohl fliegende als auch schwimmende Vögel korrigiert (Markones & Garthe 2010a). Die Daten werden in einer zentralen „Seabirds-at-Sea-Datenbank“ am FTZ Westküste (Universität Kiel) zusammengeführt und verwaltet. Diese Daten ermöglichen die Darstellung von Verbreitungsmustern im Jahresverlauf sowie detaillierte Auswertungen zu Bestandsgrößen einzelner Arten.

GPS-Logger

Seit einigen Jahren gibt es eine weitere Möglichkeit, die Verbreitung und das Verhalten von Seevögeln auf dem Meer zu untersuchen. Der Einsatz von Telemetriesendern und so genannten Datenloggern an Seevögeln erlaubt es, detaillierte, individuelle Informationen über deren Nahrungsgebiete, das Nahrungssuchverhalten oder deren Flugstrategien zu erforschen (Wilson et al. 2002, Garthe et al. 2003, Weimerskirch 2007). Dabei können je nach Fragestellung verschiedenste Arten von Datenloggern oder Sendern eingesetzt

werden, die mit unterschiedlicher Genauigkeit Daten speichern. Neben den Satellitentelemetriesendern gibt es Datenlogger, die mittels Kompass oder Lichtsensoren gesteuert werden. Bestimmte Geräte können zudem unterschiedliche Parameter, wie Druck (für die Tauchtiefe), Temperatur oder Salzgehalt aufzeichnen, um hydrografische Daten der von den Vögeln genutzten Meeresgebiete zu liefern, ohne dass dort von Schiffen Messungen durchgeführt werden müssen (zusammengestellt in Wilson et al. 2002 und Burger & Shaffer 2008). Diese Geräte reichen jedoch nicht aus, um kleinskalige Änderungen, beispielsweise während eines Nahrungssuchfluges, zu untersuchen. Die neueste Generation der Datenlogger basiert jedoch auf einer GPS-Technologie mit der sehr hoch aufgelöste Informationen über Raum- und Zeitmuster der Vögel geliefert werden können (Grémillet et al. 2004, Ryan et al. 2004, Votier et al. 2010). In dieser vorliegenden Studie wurden GPS-Datenlogger der Firma earth&OCEAN Technologies eingesetzt, denn die technische Entwicklung führte zu einer deutlichen Verkleinerung der Geräte, so dass auch die Ausrüstung kleinerer Arten, wie Heringsmöwen oder Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), möglich wurde (Mendel & Garthe 2010a, Schwemmer & Garthe 2011).

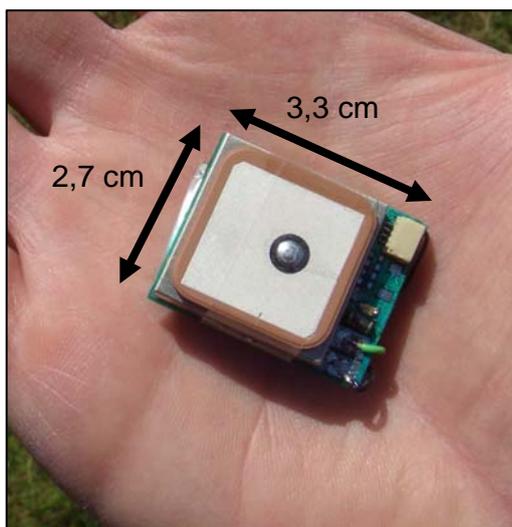


Abbildung 1.2. GPS-Datenlogger der Firma earth&OCEAN technologies, Kiel.

Ein großer Vorteil der GPS-Datenlogger ist, dass sie neben Datum, Uhrzeit und der exakten Bewegungsgeschwindigkeit des Vogels im Moment der Datenspeicherung sehr exakte GPS-Positionen (80 % der Daten sind genauer als 10 m, Produktinformationen earth&OCEAN technologies) aufzeichnen. Das Aufzeichnungsintervall sowie Start- und Stoppzeiten können individuell programmiert werden. Die hier verwendeten Datenlogger wurden in einem wasserfesten Gehäuse mit Tesa-Gewebeband® an den Schwanz- oder Rückenfedern eines Vogels befestigt. Das Gehäuse hatte eine Größe von 46,5 x 32 x 18,5 mm, zusammen mit Logger und Klebeband wog es 35 g. Es ist zu

berücksichtigen, dass die Auswahl des Gerätetyps stark von der Körpermasse der zu untersuchenden Vogelart abhängt, da die angewendeten Geräte nicht mehr als 3 % der Körpermasse des Vogels ausmachen sollten (Phillips et al. 2003), damit keine Verhaltensänderungen oder Auswirkungen auf den Reproduktionserfolg auftreten.

1.3.2. Anthropogene Nutzungen

Die deutsche Nordsee ist schon längst kein freier, ungenutzter Naturraum mehr. Viele unterschiedliche menschliche Nutzungen konkurrieren untereinander um noch verbleibende Flächen. Neben den traditionellen Nutzungen, wie Fischerei und Schifffahrt, finden dort Sand- und Kiesabbau oder militärische Aktivitäten statt. Durch den Ausbau der Offshore-Windenergie kommt eine weitere Nutzung hinzu, die eine große Fläche beansprucht. Auch Schutzgebiete, in denen Lebensraumtypen erhalten werden sollen bzw. welche als Rückzugsraum für verschiedene Lebensraumtypen und Arten incl. Seevögel dienen sollen, benötigen Raum (Nolte 2010). Erst seit wenigen Jahren ist es möglich, auf Informationen zu den einzelnen Nutzungsformen zuzugreifen, um sie mit Daten über die Meeresumwelt in Beziehung zu setzen. Im Folgenden werden die Daten und ihre Quellen der drei Nutzungstypen Schifffahrt, Offshore-Windenergie und Fischerei vorgestellt:

Schiffsverkehr

Zur Quantifizierung und Beschreibung des Schiffsverkehrs wurden in dieser Studie drei verschiedene Datenquellen herangezogen: 1) Schiffsbewegungen auf Basis von AIS-Daten (Oltmann & Herrlich 2009), 2) alle kartierten Schiffe, die während Seevogelzählungen mit erfasst wurden („Seabirds-at-Sea-Datenbank“, FTZ Westküste, s. Kapitel 1.3.1) und 3) Schiffsrouten nach dem Raumordnungsplan des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH, BSH 2009).

1) Im Jahr 2002 wurden die ersten Schiffe mit einem neuen computergestützten Verkehrssicherheitssystem, dem AIS (Universal Shipborne Automatic Identification System) ausgestattet. Dieses System soll dazu beitragen den Seeverkehr zu überwachen und sicherer zu gestalten. Über Funk werden aktuelle Positionen und Fahrdaten der Schiffe an Stationen an Land, aber auch an andere Schiffe, schneller übermittelt als es mit Radar möglich war. Schiffe ab 500 BRZ (Bruttoreaumzahl) auf nationaler und ab 300 BRZ auf internationaler Fahrt sind dazu verpflichtet sich über das AIS zu identifizieren (Oltmann & Herrlich 2009). Auch wenn dieses System in erster Linie dazu gedacht ist den Seeverkehr sicherer zu gestalten, können die so gesammelten Informationen Auskunft über

genutzte Verkehrsrouten und die dortige Intensität des Schiffsverkehrs geben. Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) benutzt das AIS als einen Baustein für das „System Maritime Verkehrstechnik“ und stellt in diesem Zusammenhang die Verkehrsströme in der deutschen Nordsee grafisch dar (Oltmann & Herrlich 2009). Diese Karte habe ich in der vorliegenden Arbeit als Grundlage genutzt, um die Lage der Schiffsrouten mit den Verbreitungsschwerpunkten der Vögel in Beziehung zu setzen. Zusätzlich wurde aus einer umfassenden vom BSH in Auftrag gegebenen Studie die Anzahl der Schiffsbewegungen an verschiedenen Stationen auf Monatsbasis verwendet (Germanischer Lloyd 2010). Da durch dieses System nur große Schiffe erfasst werden, bilden die Verkehrsströme hauptsächlich den Verlauf der kommerziellen Berufsschifffahrt ab. Das küstennahe Vorkommen von kleineren Fischereifahrzeugen und Freizeitbooten wird durch AIS nicht berücksichtigt, so dass es für meine Studie nötig war, weitere Datenquellen heranzuziehen.

2) Während der Seevogelzählungen von Flugzeugen aus werden standardmäßig alle gesichteten Schiffe bis zu einer maximalen Distanz von 4 km zum Zähltransekt (s. oben) erfasst. Zum Zeitpunkt wenn sich das Schiff rechtwinklig zum Zähltransekt befindet, wird die geografische Position des Flugzeuges mittels GPS bestimmt und die Entfernung des Schiffes zum Transekt abgeschätzt. Für jedes Schiff werden zudem Angaben zum Schiffstyp, zur Aktivität und wenn möglich zum Kurs notiert. Diese Daten bieten den Vorteil, dass auch die Verteilung der kleinen Schiffe (<20 m Länge), wie Freizeitboote und kleine Krabbenkutter, abgebildet werden kann. Die Daten lassen es ebenfalls zu, zwischen den verschiedenen Schiffstypen zu differenzieren (Segelboote, Fischereifahrzeuge, Fähren, Containerschiffe), da jeder Schiffstyp ein unterschiedliches Störpotenzial aufweisen könnte (Seys 2001, Schwemmer et al. 2011). Zudem ist es möglich, Abundanzberechnungen in verschiedenen geografischen Regionen durchzuführen und dabei saisonale Muster des Schiffsvorkommens zu untersuchen.

3) Als dritte Datenquelle wurden die Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt nach dem „Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee“ (BSH 2009) herangezogen. Im Raumordnungsplan werden zur Regulierung und Vermeidung von Konflikten der verschiedensten Nutzungsformen Vorranggebiete für die Nutzung durch Schifffahrt und Windenergie definiert. Alle weiteren Nutzungsformen müssen sich an den Vorranggebieten für die Schifffahrt orientieren, um die Freiheit und Sicherheit des Seeverkehrs zu gewährleisten (BSH 2009). Der Großteil dieser Schiffsrouten wurde auf Basis des tatsächlichen Schiffsverkehrs (nach AIS) erstellt. Einige Routen jedoch wurden bereits so angepasst wie sie zukünftig nach dem Bau der Offshore-Windparks verlaufen sollen, um Kollisionen von Schiffen

mit Windparks zu vermeiden. In dieser Studie wurde der Verlauf der als Vorrang- und Vorbehaltsgebiete definierten Schiffsrouten verwendet, um zu verdeutlichen, ob und wie sich eine Verlagerung bzw. Intensivierung des Verkehrs bestimmter Routen auf die Seevogelgemeinschaft auswirken könnte.

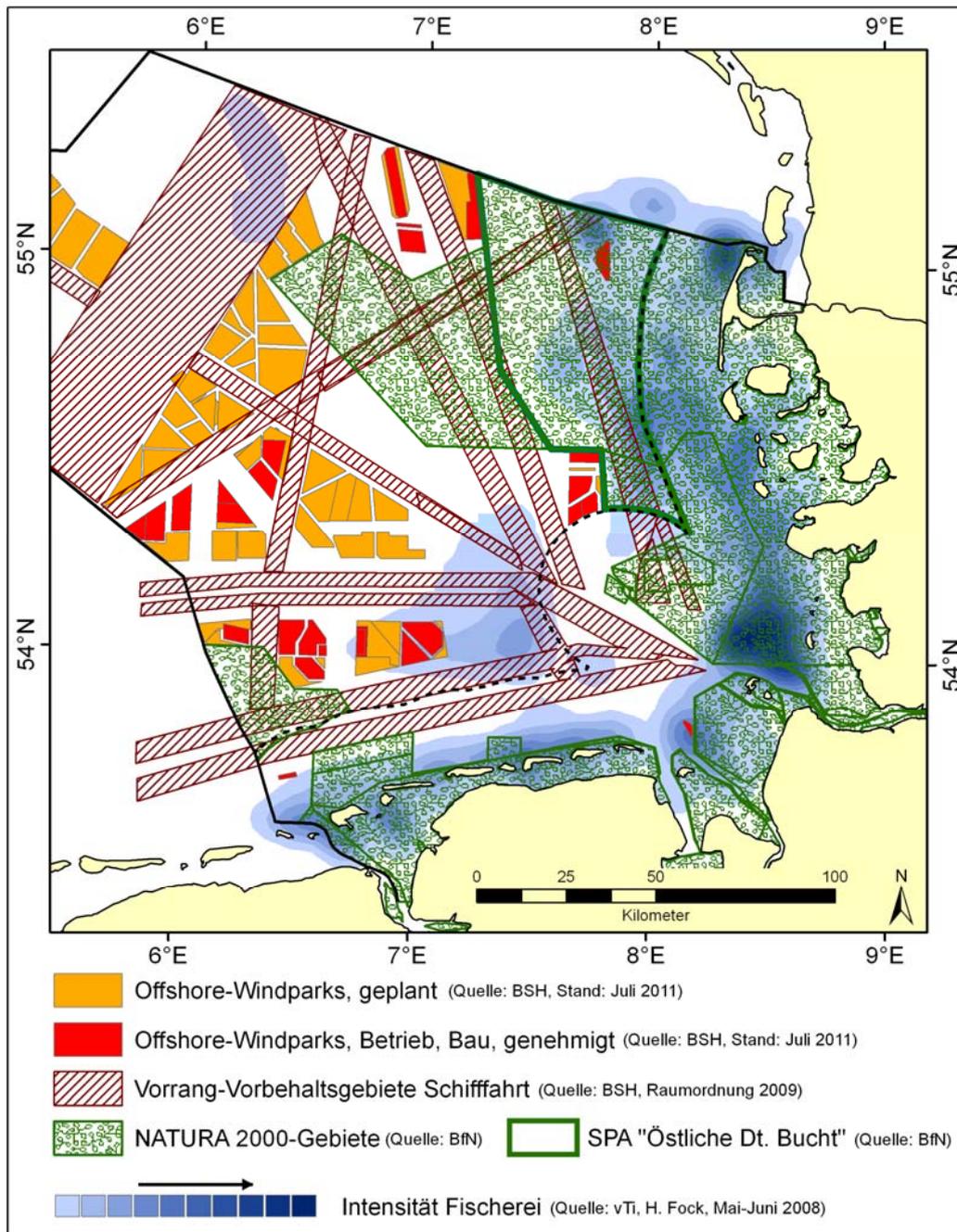


Abbildung 1.3. Anthropogene Nutzungen (Schiffsverkehr, Offshore-Windenergie und Fischerei) sowie die Lage der FFH- & Vogelschutzgebiete in der Deutschen Bucht.

Offshore-Windenergie

Die Daten über alle geplanten und genehmigten bzw. im Bau oder Betrieb befindlichen Windparks wurden vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) als Shape-File zur Verfügung gestellt, welches im Geografischen Informationssystem ArcGIS (ESRI) verwendet werden konnte. Dieser Datensatz enthält Informationen zur räumlichen Lage der Windparks, zu deren beanspruchter Fläche sowie zum Stand des Verfahrens. Zum Zeitpunkt der Analysen umfasste der Datensatz insgesamt 27 genehmigte bzw. in Bau oder Betrieb befindliche Windparks (Stand: Juli 2011).

Fischerei

Als Instrument zur Überwachung des Fischereiaufwandes wurde im Jahr 2003 in europäischen Gewässern das satellitengestützte Vessel Monitoring System (VMS) eingeführt. Zu Beginn waren nur Fischereifahrzeuge mit einer Länge >24 m dazu verpflichtet in bestimmten Zeitabständen (mindestens alle zwei Stunden) Daten zur Position, Uhrzeit, Geschwindigkeit und zur Fahrtrichtung sowie die Schiffskennung über Satellit an das Überwachungssystem zu senden. Seit Januar 2005 gilt diese Regelung für alle Kutter >15 m Länge (EG Verordnung 2244/2003).

Für die in dieser Studie durchgeführten Analysen wurden die Daten von H. Fock (Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg, zur Methode vgl. Fock 2008) anonymisiert und gefiltert, so dass die Positionen von aktiv fischenden Fischereifahrzeugen folgender Fischereitypen zur Verfügung gestellt werden konnten: 1) von der küstennahen Garnelenfischerei und 2) von der küstenfern stattfindenden Plattfischfischerei. Da die Daten anonymisiert waren, konnte nicht unterschieden werden, ob ein Kutter häufiger als alle zwei Stunden ein Signal absetzte oder ob mehrere Kutter in diesem Gebiet gefischt haben. Daher wurden als Maß für den Fischereiaufwand die so genannten Schleppstunden berechnet. So können Gebiete mit viel Fischerei von Gebieten unterschieden werden, in denen nur selten gefischt wurde. Außerdem sind Vergleiche des Fischereiaufwandes zwischen den beiden Fischereitypen sowie zwischen verschiedenen Monaten oder Jahren möglich. Der größte Vorteil dieser Daten liegt jedoch in der zeitlich hoch aufgelösten Frequenz der abgesetzten Signale. Es ist möglich, mit einer Genauigkeit von etwa zwei Stunden die Positionen aller aktiven Fischereifahrzeuge in der Deutschen Bucht zu bestimmen und mit weiteren räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Daten (wie von GPS-Datenlogger) zu verschneiden.

1.4. Statistische Verfahren

In der Ökologie können statistische Modelle helfen, Zusammenhänge zwischen verschiedenen Faktoren aufzudecken. Dazu liefern sie die mathematische Basis für die Interpretation, indem Fragen beantwortet werden wie: „Hängt eine abhängige Variable (Antwortvariable) von einer erklärende Variable ab?“ bzw. „Ist der Zusammenhang zwischen der Antwortvariable und der erklärenden Variable signifikant?“ (Guisan et al. 2002).

Die Weiterentwicklung von einfachen Regressionsmodellen und damit die Entstehung von Verallgemeinerten Linearen und Additiven Modellen war für ökologische Fragestellungen ein großer Gewinn. Beide Modellverfahren bieten den Vorteil mit nicht-normalverteilten Daten umgehen zu können, wie sie in der Ökologie, beispielsweise bei Verteilungsdaten, in den meisten Fällen vorherrschen.

Verallgemeinerte Lineare Modelle (Generalised Linear Models, GLMs)

GLMs können als Erweiterungen von allgemeinen Linearen Modellen (Linear Models, LMs) angesehen werden, bei denen Nicht-Linearität und heterogene Varianzen erlaubt sind. Dadurch passen sich GLMs besser an die Daten an und werden nicht in eine unnatürliche Skala gezwungen (Hastie & Tibshirani 1990).

Im Gegensatz zu LMs können verschiedene Möglichkeiten der Fehlerverteilung angenommen werden (z. B. Poisson oder binomial). Da es sich bei den hier verwendeten Daten um Zähldaten handelt, wird eine Poisson-Verteilung angenommen (Zuur et al. 2007). Über eine jeweils spezifische Link-Funktion, die abhängig von der Verteilungsform der Fehler ist, wird die Art und Weise beschrieben, wie eine Antwortvariable von einer erklärenden Variablen abhängig ist. Für Poisson-verteilte Daten gilt beispielsweise, dass zur Anpassung des Regressionsmodells die Daten logarithmiert werden (loglink-Funktion, Dormann & Kühn 2009). Da es bei den Annahmen der Fehlerverteilung dennoch zu Ungenauigkeiten kommen kann und die Form der Verteilung nur in etwa getroffen wird, kann dies zu einer „overdispersion“ (übergroße Streuung bzw. Überverteilung) der Daten kommen. Daher kann die so genannte quasi-Funktion in Kombination mit einer Familie der Verteilungsformen die Fehlerverteilung verbiegen und in eine genauere Form bringen (Dormann & Kühn 2009).

In der hier vorliegenden Studie wurden u. a. GLMs eingesetzt, um zu untersuchen, ob sich die Abundanz von Seetauchern (Antwortvariable) in verschiedenen Schifffahrtsrouten (erklärende Variable) unterscheidet (Kapitel 2). Auch das Nahrungssuchverhalten von Möwen zwischen zwei Jahren wurde mittels GLM verglichen (Kapitel 4).

Verallgemeinerte Additive Modelle (Generalised Additive Models, GAMs)

GAMs werden als eine Erweiterung von GLMs angesehen, bei denen verschiedene Regressionsmodelle zusammengefügt werden und daher als Agglomerat verschiedener Methoden bezeichnet werden können (Wood 2006, Crawley 2007, Dormann & Kühn 2009). Daher gelten auch hier die Regeln der Fehlerverteilungs-Funktionen (z. B. quasi-Poisson für Zähldaten, s. o.) Der größte Unterschied zu einem GLM besteht darin, dass nicht im gesamten Wertebereich der Daten nach einem Zusammenhang zwischen Antwortvariabel und erklärender Variable gesucht wird, sondern, dass die Daten ausschnittsweise analysiert und erst am Ende wieder zusammengefügt werden. Dabei kann die Anzahl der Teilabschnitte (Splines) über die Anzahl von gesetzten Knoten bestimmt werden. Innerhalb dieser Teilabschnitte können lineare, quadratische oder kubische Modelle gewählt werden. Wie auch beim GLM müssen Annahmen über die Fehlerverteilung und die Beziehung zwischen der erklärenden Variable und der Antwortvariablen (Link-Funktion) getroffen werden.

In der vorliegenden Arbeit werden GAMs 1) für räumliche Modelle und 2) für Tests verwendet, bei denen die Abhängigkeit der Vogelverbreitung von bestimmten Faktoren untersucht wird.

1) GAMs können als Vorhersagemodelle angewendet werden. Indem die räumliche Verbreitung von Arten unter Berücksichtigung verschiedener Umweltparameter modelliert wird, ist es möglich Aussagen über Habitatnutzungen einzelner Arten zu treffen. Mittlerweile werden GAMs sehr oft für Habitat-Modellierungen eingesetzt (Guisan et al. 2002; Leathwick et al. 2006; Schwemmer et al. 2009; Sonntag et al. 2009). Dabei geht die Vogelabundanz als Antwortvariable in das Modell ein, welche von den Kovariablen „geografische Länge und Breite“ abhängig ist. Mit der `vis.gam`-Funktion im Statistikprogramm R (Version 2.10.1, R Development Core Team 2009) werden die modellierten Verbreitungsdaten räumlich dargestellt, so dass Bereiche mit verschiedenen Abundanzleveln gegeneinander abgegrenzt werden können. Außerdem können die modellierten Verbreitungsdaten beispielsweise mit „realen“ Daten zur Lage von Schiffsverkehr zusammen dargestellt werden. Damit lässt sich beispielsweise untersuchen, ob sich Verbreitungsschwerpunkte von Vögeln und Hauptschifffahrtrouten ausschließen oder überlagern.

2) GAMs können auch als erklärende Modelle eingesetzt werden, die die Beziehungen zwischen verschiedenen ökologischen Prozessen verdeutlichen. In dieser Studie wurden genaue Analysen durchgeführt, die beispielsweise die Abhängigkeit der Vogelabundanz (Antwortvariable) von der Abundanz der Schiffe (Kovariablen) zeigen (Kapitel 2) oder prüfen, ob die Tageszeit einen Einfluss auf die Aktivitätsmuster der Möwen hat (Kapitel 4).

Alle statistischen Analysen wurden mit der Software R (Version 2.10.1, R Development Core Team 2009) durchgeführt. Als Signifikanzlevel wurde $p < 0,05$ gewählt. Die Mittelwerte wurden mit positiver und negativer Standardabweichung (+/- SD) angegeben. Mittels Boxplots wurde die Variabilität verschiedener Daten grafisch dargestellt, dabei wurden die 25 % und 95 %-Konfidenzintervalle sowie die Ausreißerwerte und der Median abgebildet.

Kernel-Homerange-Analyse

Um die Raumnutzung von Heringsmöwen auf Basis von GPS-Loggerdaten zu untersuchen, wurden Kernel-Homerange-Analysen durchgeführt (Kapitel 4), die Punkt-Verbreitungsdaten in Abundanzschätzungen transformieren können (Worton 1989, Wood et al. 2000). Die Analyse wurde mit der Home Range Extension für ArcView 3.2 (Rodgers & Carr 1998) durchgeführt. Bei Kernel-Homerange-Analysen werden auf Basis der Punktdaten unterschiedliche Flächen modelliert, in denen jeweils 5 %-95 % aller Daten liegen. Die größte Fläche stellt dabei das 95 %-Homerange-Intervall dar, in dem 95 % aller Daten liegen. Die Nutzungsintensität in dieser Fläche durch ein Tier beträgt 5 %. Das 5 %-Homerange-Intervall dagegen beinhaltet in einer sehr viel kleineren Fläche 5 % aller Daten. In dieser sehr kleinen Fläche herrscht also eine hohe Punktdichte, die zu einer Nutzungsintensität von 95 % führt.

2. Einfluss von Schiffsverkehr auf die Verteilung von Seevögeln

Zusammenfassung

Viele menschliche Aktivitäten auf dem Meer sind auf den Einsatz von Schiffen angewiesen. Somit gehört der Schiffsverkehr, beispielsweise durch den internationalen Gütertransport, durch Fischerei- sowie Freizeitaktivitäten, zu den intensivsten Nutzungen auf den Weltmeeren. Viele Vogelarten reagieren jedoch empfindlich auf sich nähernde Schiffe. Diese Störungen können zu einer Unterbrechung der Nahrungssuche bis hin zu ausgeprägtem Fluchtverhalten führen. Bislang ist jedoch wenig darüber bekannt, wie sich permanenter, intensiver Schiffsverkehr auf großräumige Verbreitungsmuster von störepfindlichen Arten auswirkt. Daher wurden in dieser Studie mehrere verbreitungsbasierte Methoden entwickelt, die auf unterschiedlichen Datenquellen basieren und Effekte auf verschiedenen räumlichen Skalen analysieren. Diese Datenquellen und Methoden wurden auf ihre Eignung geprüft und abschließend bewertet. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen des Schiffsverkehrs auf die Verteilung der Vögel beurteilt und die Folgen abgeschätzt, die die zukünftig zu erwartenden Änderungen des Schiffsverkehrs durch den Bau von Offshore-Windparks nach sich ziehen könnten. Sowohl durch deskriptive Überlagerungen der modellierten Vogelverbreitungsmuster und der Lage von Schifffahrtsrouten innerhalb der Deutschen Bucht als auch durch statistische Abundanzvergleiche innerhalb des kleinräumigen Untersuchungsgebiets in und um das Verkehrstrennungsgebiet (VTG) „Terschelling German Bight“ konnte gezeigt werden, dass die Hauptkonzentrationsbereiche von Seetauchern und Alken außerhalb der viel befahrenen Schifffahrtsstrecken liegen. Da sich Seetaucher und Alken offenbar bereits an intensiven Schiffsverkehr angepasst haben und stark frequentierte Bereiche meiden, würde eine Verlagerung des Schiffsverkehrs bzw. eine Intensivierung des Verkehrs in bislang wenig genutzten Bereichen zu neuen Störungen führen. Diese könnten die Vögel in ihren derzeitigen Rückzugsbereichen möglicherweise beeinträchtigen, auch könnten geeignete Rast- und Nahrungshabitate zusätzlich eingeschränkt werden. Aus den durch diese Studie gewonnenen Ergebnissen ergibt sich die Notwendigkeit, konkrete Maßnahmen in Managementvorhaben zu integrieren, die einen umfassenden Schutz von Seevögeln vor Störungen durch Schiffsverkehr gewährleisten.

2.1. Einleitung

Viele Meeresregionen weltweit werden stark durch den Menschen genutzt. Der Schiffsverkehr gehört dabei zu den intensivsten Aktivitäten, da nicht nur der Transport von Gütern auf dem Seeweg, sondern auch viele weitere Nutzungen, wie Fischerei oder der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen sowie von Öl- und Gasplattformen, auf den Einsatz von Schiffen angewiesen sind. Die Nordseegewässer gehören dabei zu den am stärksten befahrenen Gebieten weltweit (Halpern et al. 2008, Abb. 2.1) und es wird prognostiziert, dass der Frachtverkehr auf dem Seeweg in den kommenden Jahren noch weiter zunehmen wird (OSPAR 2010). Da auch andere menschliche Aktivitäten auf den Meeren stark zunehmen werden, beispielsweise durch den vermehrten Bau der Offshore-Windenergieanlagen, wird sich der Druck auf die Meeresumwelt erhöhen. Um die Nutzungskonflikte der einzelnen Aktivitäten untereinander abzuwägen und dabei auch die Belange des Meeresnaturschutzes berücksichtigen zu können, bedarf es einer konkreten Regulierung. Bislang gibt es jedoch keine von der EU gesteuerte länderübergreifende Planung (Manaart et al. 2011), so dass jeder Nordseeanrainer seine eigene marine Raumordnung entwickelt.

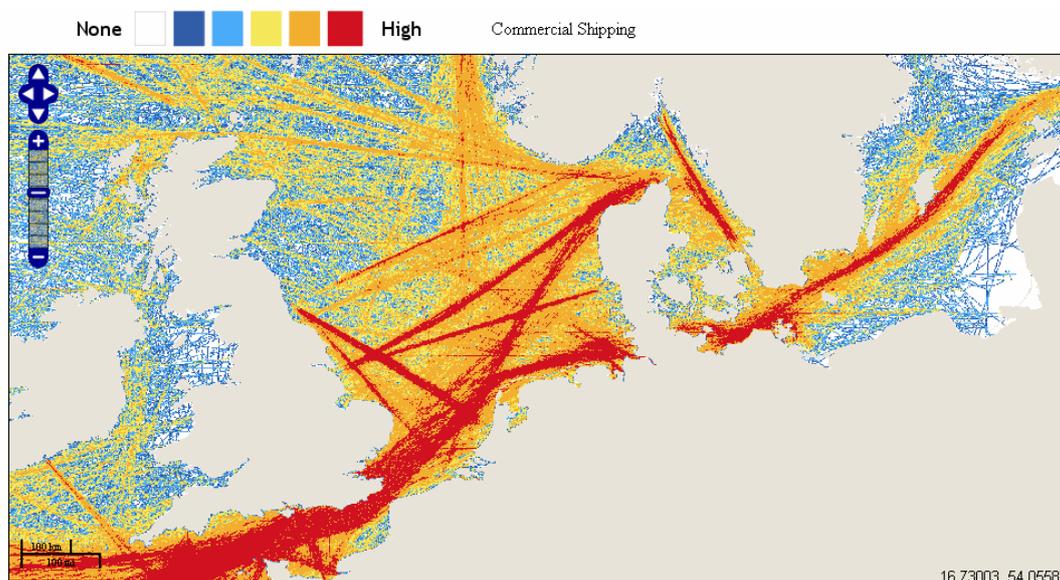


Abbildung 2.1. Modellierter Intensität des Schiffsverkehrs auf Basis von AIS-Daten in der Nordsee und den angrenzenden Meeresgebieten (Quelle der Abbildung: <http://globalmarine.nceas.ucsb.edu>, siehe Halpern et al. 2008).

Das Grundgerüst für die deutsche marine Raumplanung bilden die Hauptschiffahrtsrouten, die für den internationalen Transitverkehr von zentraler Bedeutung sind. Im Vordergrund steht dabei, auch in Zukunft die wirtschaftliche Wettbewerbsfähigkeit zu erhalten und die Freiheit und Sicherheit der Schifffahrt

zu gewährleisten (BSH 2009). Alle weiteren Nutzungen in deutschen Gewässern müssen sich daher nach den entwickelten Vorrang- und Vorbehaltsgebieten für den Schiffsverkehr richten, die auf Basis bestehender Schifffahrtsrouten festgelegt wurden.

Intensiver Schiffsverkehr kann jedoch mit negativen Auswirkungen auf die Meeresumwelt verbunden sein. Neben Verschmutzungen durch Abgase und Öl stellt beispielsweise auch der Lärm unter Wasser eine Bedrohung für die Tierwelt, speziell für marine Säugetiere (Herr et al. 2005), dar. Für Seevögel bestehen die direkten Gefahren des Schiffsverkehrs hauptsächlich durch ausgelaufenes Öl. Darüber hinaus konnte bereits mehrfach gezeigt werden, dass Schiffe eine scheuchende Wirkung auf Vögel haben, die sich störend auf ihre Verbreitung und Habitatwahl auswirken könnte. Dadurch kann es zu negativen Auswirkungen auf die Energiebilanz und die Körperkondition der Seevögel kommen (Mikola et al. 1994, Burger 1998, Ronconi & St. Clair 2002, Rodgers & Schwikert 2002). Viele dieser Untersuchungen beschäftigen sich allerdings vornehmlich mit den Effekten kleinerer Sportboote oder Fischereifahrzeuge auf Seen oder in Küstennähe, wobei meist die Reaktionen brütender Vögel analysiert wurden. Nur in wenigen Studien wurde bislang das Verhalten von auf dem Meer rastenden Vögeln außerhalb der Brutzeit untersucht und mit dem Transitverkehr in Beziehung gesetzt (Kube 1996, Camphuysen et al. 1999, Kaiser et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Meeresenten und Seetaucher haben sich dabei als besonders störepfindliche Arten erwiesen, da sie oft schon in sehr weiten Entfernungen vor sich nähernden Schiffen auffliegen. Seetaucher reagieren beispielsweise schon in Entfernungen von bis zu 2 km auf sich nähernde Schiffe (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Seys (2001) verdeutlichte, dass Vögel schon lange vor der eigentlichen Fluchtreaktion eine Warnstellung einnehmen und die Suche nach Nahrung einstellen. Somit führen häufige Fluchtreaktionen einerseits zu direkten Energieverlusten, da die Vögel öfter auffliegen oder abtauchen und somit ihren Energieverbrauch erhöhen. Andererseits verlieren die Vögel durch das Fluchtverhalten und die vorangehende Warnstellung Zeit, die sie zur Nahrungssuche und -aufnahme benötigen, um ihre Energiereserven aufzufüllen (Mikola et al. 1994, Seys 2001, Bellefleur et al. 2009). Diese Empfindlichkeit gegenüber Schiffen kann bei regelmäßigem Verkehr zu einer gänzlichen Meidung dieser Gebiete führen (Hüppop et al. 1994). Vögel können somit ihre spezifischen optimalen Nahrungsgebiete verlieren und sind darauf angewiesen in andere, weniger profitable Bereiche auszuweichen (Ketzenberg 1993).

In deutschen Gewässern wurden bislang erst wenige Untersuchungen zur Meidung von Schifffahrtsstrecken und zu Fluchtdistanzen verschiedener Seevogelarten durchgeführt. Dabei standen Meeresenten und Seetaucher im Mittelpunkt (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Alken wurden bislang nicht näher untersucht, obwohl sie ebenfalls als empfindlich gegenüber

Schiffsverkehr eingestuft werden (Camphuysen et al. 1999). Auch wenn sie seltener vor einem sich nähernden Schiff auffliegen (Ronconi & St. Clair 2002, Garthe & Hüppop 2004, Speckman et al. 2004, Bellefleur et al. 2009), belegen Verhaltensbeobachtungen auf See, dass Alken dennoch häufig in der Nähe von Schiffen Stress- und Verlegenheitsreaktionen zeigen oder abtauchen bzw. sich schwimmend vom Schiff entfernen (Bellefleur et al. 2009, FTZ unveröff. Daten). Um zu untersuchen, ob sich der bestehende Schiffsverkehr bereits auf die Verteilung von Alken ausgewirkt hat, wurden neben Seetauchern auch Trottellummen und Tordalken in diese Auswertungen einbezogen.

Mit der vorliegenden Studie werden mehrere Ziele verfolgt: Auf der einen Seite sollen verschiedene methodische Ansätze entwickelt werden, mit deren Hilfe der Einfluss von Schiffsverkehr auf störempfindliche Arten untersucht werden kann. Die herangezogenen Datenquellen und entwickelten Methoden sollen dabei auf ihre Qualität und Aussagekraft geprüft werden. Auf der anderen Seite können die inhaltlichen Ergebnisse zum Erkenntnisgewinn beitragen, wie sich der derzeit herrschende Schiffsverkehr auf die Verteilungsmuster von störempfindlichen Seevogelarten auswirkt und inwieweit sich die Vögel möglicherweise bereits daran angepasst haben. Als Grundlage für diese Untersuchungen dienen saisonale Verbreitungsmuster ausgewählter störempfindlicher Seevogelarten, die mit zwei unterschiedlichen Datenquellen zum Schiffsverkehr in Beziehung gesetzt werden: neben eigenen Daten der während Seevogelerfassungen kartierten Schiffe, wurden erstmalig Daten des Automatic Identification Systems (AIS) verwendet. Mit Hilfe dieser Daten kann der Schiffsverkehr großskalig quantifiziert werden, so dass sich intensiv befahrene Routen von weniger stark genutzten Schifffahrtswegen unterscheiden lassen. Kleinere Schiffe wie Segelboote oder Fischkutter werden durch dieses System jedoch nicht erfasst. Um diese Schiffstypen dennoch zu berücksichtigen, ist es notwendig eine weitere Datenquelle in Form der eigenen kartierten Schiffe zu nutzen. Da die Deutsche Bucht als Untersuchungsgebiet zudem aus verschiedenen ökologischen Einheiten besteht und daher starke Gradienten der einzelnen Umweltbedingungen zu erwarten sind, die sich ebenfalls auf die Seevogelverbreitung auswirken (Garthe et al. 2009), wurden in diesen Auswertungen unterschiedliche räumliche Skalen betrachtet. Auf diese Weise können großräumige und kleinräumige Effekte des Schiffsverkehrs analysiert werden.

Bei der Durchführung dieser Studie und bei der Interpretation der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass der intensive Schiffsverkehr in der Deutschen Bucht eine bereits bestehende Nutzung darstellt, und es sich demzufolge nicht um die Untersuchung eines ungestörten Systems handelt. Dennoch spielen derartige Untersuchungen zu Effekten anthropogener Nutzungen sowohl im Hinblick auf die marine Raumordnung als auch im Rahmen des Managements von Schutzgebieten eine zentrale Rolle. Die Intensivierung vieler Nutzungen geht

einher mit einem wachsenden Flächenanspruch und mit der Zunahme des Schiffsverkehrs, so dass auch zukünftig die Konsequenzen von Störungen und Habitatfragmentierung berücksichtigt werden müssen. Daher ist ein drittes Ziel dieser Studie eine Abschätzung zu treffen, wie sich eine Intensivierung und mögliche Bündelung des Schiffsverkehrs durch den Bau von Offshore-Windparks auf die Verbreitung der störempfindlichen Seevogelarten auswirken könnte.

Auf Grundlage bereits durchgeführter Untersuchungen (Schwemmer et al. 2011, Bellebaum et al. 2006) wird für diese Studie die Hypothese aufgestellt, dass empfindliche Arten intensiv befahrene Schifffahrtsrouten meiden, um der regelmäßigen Störung durch die dort fahrenden Schiffe zu entgehen. Mittels verschiedener methodischer Ansätze wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Welche Bereiche der Deutschen Bucht werden am intensivsten durch Schiffsverkehr genutzt?
- Welchen Einfluss hat der derzeit herrschende Schiffsverkehr auf die Verteilungsmuster von Seetauchern bzw. Alken innerhalb der Deutschen Bucht?
- Unterscheiden sich die Abundanzen von Seetauchern bzw. Alken innerhalb und außerhalb der stark befahrenen Schifffahrtsrouten des Verkehrstrennungsgebietes „Terschelling German Bight“?
- Welche Auswirkungen könnte die Intensivierung und Bündelung des Schiffsverkehrs durch den Bau von Offshore-Windparks auf die derzeitigen Rückzugsgebiete störempfindlicher Arten haben?
- Welche Methoden eignen sich, um den Einfluss von Schiffsverkehr auf Seevögel abzuschätzen und zu bewerten?

2.2. Material und Methoden

In diesem Kapitel werden die grundlegenden Informationen und methodischen Ansätze der einzelnen Analysen dargestellt. Die Erläuterungen zur Herleitung der einzelnen Analyseschritte werden jedoch zusammen mit den Ergebnissen in Kapitel 2.3 gegeben. Dies begründet sich damit, dass sich am Beispiel der dort gezeigten Ergebnisse die Vor- und Nachteile sowie die Notwendigkeit einzelner Schritte besser veranschaulichen lassen.

2.2.1. Schiffsverkehr in der Deutschen Bucht

Um die Lage der Schifffahrtsrouten und die Intensität der Schiffsbewegungen beurteilen zu können, wurden AIS-Daten sowie die durch das FTZ kartierten Schiffsdaten (s. Kapitel 1.3.2) als Datenquellen herangezogen:

1) AIS-Daten:

Als erste Datenquelle wurde das Automatische Identifikationssystem (Universal Shipborne Automatic Identification System) AIS verwendet. Mittlerweile ist es für alle Schiffe >20 m Länge und für internationale und nationale Schiffe mit mind. 300 bzw. 500 BRZ (Bruttoreaumzahl) Pflicht, mit einem AIS-Sender an Bord ausgestattet zu sein. Kleinere Schiffe wie Segelboote oder Fischkutter werden auf diese Weise nicht erfasst. Für die vorliegende Studie wurden keine Originaldaten verwendet, sondern es wurde auf eine generalisierte Karte der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung Nord (WSD Nord) zurückgegriffen, auf der die Schifffahrtswege identifiziert werden können (Oltmann & Herrlich 2009). Durch die Intensität und die Konzentration der durch Linien abgebildeten Schiffsbewegungen lassen sich viel und wenig befahrene Strecken voneinander unterscheiden. Zusätzlich wurden Daten zur Anzahl von Schiffsbewegungen im Zeitraum von April bis Mai 2009 hinzugezogen (Germanischer Lloyd 2010) und in die Abbildung der oben genannten generalisierten AIS-Karte eingefügt. In der zitierten Studie wurden die Schiffsbewegungen an verschiedenen Stationen im Jahr 2009 für verschiedene Monatszeiträume untersucht. Da sich zeigte, dass sich die Schiffsbewegungen der einzelnen Routen zwischen Frühjahr und Herbst nur geringfügig unterscheiden, sind die angeführten Zahlen aus dem Zeitraum April bis Mai 2009 vermutlich auf das gesamte Jahr übertragbar. Da jedoch für die Wintermonate keine Daten vorlagen, ist hier eine Übertragbarkeit nur unter Vorbehalt möglich.

2) Kartierte Schiffe:

Während der Seevogelerfassungen von Flugzeugen aus werden standardmäßig alle gesichteten Schiffe (Segelboote, Fischkutter, Behördenschiffe, Containerschiffe etc.) bis zu einer maximalen Entfernung von 4 km zum Zähltransekt erfasst. Dabei werden Informationen zur Position und Entfernung des Schiffes aufgenommen, auch Schiffstyp und Aktivität werden notiert. Diese Daten erlauben eine Darstellung der Schiffe entlang des Zähltransektes sowie Abundanzberechnungen in verschiedenen geografischen Regionen.

Zur Quantifizierung des Schiffsverkehrs wurden alle Schiffe, die während Seevogelerfassungen von Flugzeugen aus kartiert wurden, verwendet („Seabirds-at-Sea-Datenbank“, 2002-2011; Stand: August 2011). Die Schiffsrichtungen wurden nach standardisierten Jahreszeiten (März-Mai, Juni-August, September-

November und Dezember-Februar) aufgeteilt. Um den variierenden Kartieraufwand zu berücksichtigen, wurden Abundanzberechnungen durchgeführt, indem die Anzahl der erfassten Schiffe durch die kartierte Strecke dividiert wurde. Zudem wurde für jede Jahreszeit der prozentuale Anteil der verschiedenen Schiffstypen bestimmt. Um zu untersuchen, ob es in bestimmten Bereichen der Deutschen Bucht zu einer Bündelung des Schiffsverkehrs kommt, wurde die Deutsche Bucht auf Grundlage der Bathymetrie in vier Zonen eingeteilt. Da die deutsche Nordsee ein flaches Schelfmeer ist, spiegeln diese vier Zonen die unterschiedliche Entfernung zur Küste wider. Die Zone „Watt“ beginnt an der Festlandsküste und schließt die Nord- und Ostfriesischen Inseln mit ein. Die zweite Zone reicht von den Inseln bis zur 20 m-Tiefenlinie, die sich vor den Ostfriesischen Inseln südlich des Verkehrstrennungsgebietes befindet. Im Norden reicht diese Tiefenzone dagegen noch bis in die AWZ hinein. Die dritte Zone reicht bis zu der 30 m-Tiefenlinie, während die vierte Zone die Bereiche bis zur 50 m-Tiefenlinie einbezieht. Für jede Zone wurde für jede Jahreszeit ein Abundanzwert der dort vorkommenden Schiffe berechnet.

2.2.2. Verteilungsmuster von Seetauchern und Alken

Die für diese Auswertung herangezogenen Daten der Vogelverbreitung basieren auf Seevogelerfassungen, die von Flugzeugen und Schiffen aus durchgeführt wurden („Seabirds-at-Sea-Datenbank“, FTZ Westküste, s. Kapitel 1.3.1). Auf Basis dieser durch eine Transektmethode erfassten Daten werden die Verteilungsmuster von Seetauchern und Alken dargestellt.

Gerasterte Darstellung der Verbreitungsmuster

Bei dieser Art der Darstellung werden die Verbreitungsdaten der Vögel auf Basis eines bestimmten Rasters zusammengefasst, so dass die gemittelte Abundanz der Vögel pro Rasterzelle dargestellt werden kann. In diese Analyse gingen alle Daten von kartierten Seetauchern und Alken innerhalb des Zähltransektes ein, die während Flugsurveys in den Jahren 2002–2010 (Stand: Oktober 2010) erfasst wurden. Für Seetaucher wurden nur Daten aus dem artspezifischen Frühjahrszeitraum ausgewählt, da der Deutschen Bucht für sie besonders zu dieser Zeit eine große Bedeutung als Rastgebiet zukommt (1. März – 15. Mai, nach Garthe et al. 2007). Trottellumme und Tordalken halten sich mit den höchsten Anzahlen in den Wintermonaten weiträumig in der Deutschen Bucht auf, so dass für sie der artspezifische Winterzeitraum vom 1. Okt.–29. Feb. gewählt wurde (Garthe et al. 2007).

Je nach Fragestellung können verschiedene Rastergrößen zur Darstellung der Verbreitungsmuster gewählt werden. Je kleiner die einzelnen Zellen sind, desto

punktgenauer wird die Verbreitung abgebildet. Jedoch muss berücksichtigt werden, dass lokale Ereignisse, wie einmalige Ansammlungen von Vögeln, in einem kleinen Raster viel stärker ins Gewicht fallen als wenn über einen größeren Bereich mehrere Daten gemittelt werden. In dieser Studie wurden aufgrund unterschiedlicher Fragestellungen zwei verschiedene Rastergrößen gewählt: Für die Darstellung der Vogelverbreitung in Kapitel 2.3.3 wurden die Verbreitungsdaten von Seetauchern und Alken auf Grundlage eines 5x5 km-Rasters zusammengefasst; für die im nächsten Absatz beschriebene Modellierung der Verbreitungsmuster wurde die detailliertere Darstellung mittels einer 2x2 km-Rasterung zugrunde gelegt. Für jede einzelne Rasterzelle wurde mittels der Anzahl der kartierten Vögel und der kartierten Fläche ein Abundanzwert (Ind./km²) errechnet. Diese Werte wurden mit einem artspezifischen Korrekturfaktor nach Markones & Garthe (2010a) multipliziert, da verschiedene Arten vom Flugzeug aus in unterschiedlichem Maße übersehen werden können. Für Seetaucher wurde ein Korrekturfaktor von 2,4 angewendet, für die kleineren Alken ein Wert von 3,0.

Modellierung der Verbreitungsmuster

Auf Grundlage der oben beschriebenen gerasterten Abundanzwerte (2x2 km) wurde mit Hilfe von GAMs (Wood 2006, s. Kapitel 1.4) im Statistikprogramm R (2.10.1) unter Benutzung der Pakete „mgcv“ und „rgdal“ eine statistische Habitatmodellierung durchgeführt. Dabei wurden quadratische Modelle innerhalb der Teilabschnitte verwendet sowie die quasi-Poisson Funktion, um die Streuung der Fehlerverteilung zu minimieren. Bei dieser Art der Modellierung wurden durch eine räumliche Interpolation der Vogeldaten Verbreitungsschwerpunkte für Seetaucher (Frühjahr) und Alken (Winter) in der Deutschen Bucht vorhergesagt. Über die Funktion „visgam“ wurde ein grafisches Abbild der räumlichen Modellierung ausgegeben, bei dem einzelne Ausreißerwerte u. U. geglättet und somit gemittelte Abundanzlevel dargestellt wurden. Durch Isolinien und unterschiedliche Farbgebungen lassen sich die einzelnen Abundanzlevel voneinander unterscheiden (Abb. 2.8). Unter Zuhilfenahme eines dreidimensionalen Plots dieser räumlichen Modellierung, lassen sich die verschiedenen Abundanzschwellen einfacher gegeneinander abgrenzen, so dass Gebiete identifiziert werden können, in denen sich Vögel regelmäßig aufhalten. Diese werden als potentiell geeignete Habitate für die jeweilige Art angesehen. Bereiche in denen die Vögel vermutlich wegen ungünstiger Habitatbedingungen nicht, nur selten oder nur in sehr geringer Häufigkeit vorkommen, werden durch die Modellierung der Abundanzlevel ausgeschlossen. Als geeignetes Habitat für Seetaucher wurde der Bereich oberhalb des Abundanzlevels von 0,2 Ind./km² angesehen, wobei jedoch nur das Gebiet der inneren Deutschen Bucht berücksichtigt wurde. Da die Abundanzen

der Alken in der Deutschen Bucht generell sehr viel höher als die der Seetaucher sind, wurde für sie als geeignetes Habitat der Bereich oberhalb des 0,5 Ind./km²-Abundanzlevels definiert.

2.2.3. Einfluss des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken

Im Folgenden werden drei verschiedene Methoden geschildert, die jeweils unterschiedliche Aspekte zur Analyse des Einflusses von Schiffsverkehr auf Seevögel berücksichtigen. Die einzelnen Methoden unterscheiden sich in der Darstellung der Vogelverbreitung, aber auch in der Wahl der Datenquellen zur Quantifizierung des Schiffsverkehrs. Zudem werden unterschiedliche räumlichen Skalen betrachtet:

Modellierte Verbreitungsmuster und Schifffahrtsrouten basierend auf AIS-Daten

Bei dieser ersten Methode wurden die modellierten Vogelverbreitungsmuster von Seetauchern und Alken mit der generalisierten Karte der Schifffahrtsrouten auf Basis des AIS räumlich verschnitten. Dazu wurden die durch die räumliche Modellierung erstellten zweidimensionalen Verbreitungskarten beider Artengruppen in das Geoinformationssystem ArcGIS 10 (ESRI®ArcMap™ 10.0) eingeladen und dort georeferenziert, so dass die einzelnen modellierten Abundanzlevel abdigitalisiert werden konnten. Die dadurch entstandenen Liniensymbole wurden zusammen mit der generalisierten AIS-Karte (Oltmann & Herrlich 2009) grafisch dargestellt. Auf diese Weise konnte die Lage der ebenfalls generalisierten Vogelverbreitungsgebiete unter Berücksichtigung der Schifffahrtswege beschrieben werden. Hierbei handelt es sich um eine rein deskriptive Methode, die nicht durch statistische Verfahren überprüft werden kann.

Gerasterte Verbreitungsmuster und kartierter Schiffe

Die zweite Methode basiert auf einer quantitativen Analyse, die eine statistische Überprüfung des Einflusses von Schiffsverkehr auf die Seevogelverbreitung zulässt. Es werden dafür die gerasterten Abundanzwerte der kartierten Vögel und die Daten der kartierten Schiffe verwendet. Da die Deutsche Bucht als Untersuchungsgebiet hierfür in Rasterzellen mit einer Größe von 5x5 km eingeteilt wurde, können auf großskaliger Ebene (Deutsche Bucht) kleinräumige Effekte (innerhalb des 5x5 km-Rasters) untersucht werden. Aufgrund ihrer spezifischen Habitatansprüche (s. dazu Garthe 1997, Markones 2003, 2007)

halten sich Seevögel nicht gleichverteilt in der Deutschen Bucht auf. Um zu gewährleisten, dass das Untersuchungsgebiet prinzipiell für Seetaucher und Alken als Rastgebiet geeignet ist und sie dort regelmäßig vorkommen, wurden in diese Auswertungen nur die durch die Modellierung (s. o.) als geeignete Habitate definierten Bereiche einbezogen. Für Seetaucher und Alken wurden die Daten daher auf die Bereiche oberhalb des 0,2 bzw. 0,5 Ind./km² Abundanzlevels eingeschränkt.

Wie auch bei der Erstellung der Rasterverbreitungskarten wurden die Verbreitungsdaten von Flugsurveys der Jahre 2002–2010 (Stand: Oktober 2010) verwendet. Für Seetaucher und Alken wurden wiederum die artspezifischen Jahreszeiten Frühjahr und Winter ausgewertet. Da sich die Datenbank für Schiffssichtungen zur Zeit dieser Analyse im Umbruch befand, konnten lediglich Daten zur Schiffsverteilung aus den Jahren 2002–2008 herangezogen werden.

Für die Auswertungen wurden pro Rasterzelle die Abundanzen der Vögel (Anzahl pro kartierte Fläche) und die der erfassten Schiffe (Anzahl pro kartierte Strecke) berechnet. Es wurden dabei nur die Schiffe in die Auswertung einbezogen, die sich im Umkreis von 2 km um das Zähltransekt befanden. Da eine umfassende Habitatmodellierung nicht im Fokus der Untersuchungen stand, wurde lediglich der Faktor „Wassertiefe“ als ein stabiler Umweltparameter in das Modell integriert. Dazu wurde für jede Rasterzelle die mittlere Wassertiefe bestimmt. Mittels GAMs wurde unter Verwendung des „mgcv“-Pakets der Einfluss der Schiffe und der Wassertiefe auf die Vogelabundanz analysiert, wobei die Faktoren „Schiffs-Abundanz“ und „Wassertiefe“ als erklärende Variable und die Abundanz der Seetaucher bzw. Alken als Antwort-Variable in das Modell eingingen. Um die Streuung der Fehlerverteilung zu minimieren, wurde die quasi-Poisson-Funktion verwendet. Innerhalb der Splines wurden quadratische Modelle gewählt. Im Vorfeld wurde jedoch untersucht, ob eine räumliche Korrelation die Verbreitungsdaten beeinflussen könnte, indem die Fehlerverteilung des GAM mit der eines Verallgemeinerten Additiven Gemischten Modells (Generalised Additive Mixed Model, GAMM, Wood 2006) verglichen wurde. In allen durchgeführten Tests konnte kein Einfluss der Autokorrelation auf die Verbreitungsdaten nachgewiesen werden, so dass der Faktor der Autokorrelation nicht in die folgenden Modelle einbezogen wurde. Mit Hilfe der Backward-Selection (Crawley 2002) wurde das Modell ausgesucht, welches die Gesamtvarianz der Daten am besten erklärte. Es wurde zudem eine Kreuzvalidierung durchgeführt, um den Vorhersagefehler des Modells zu bestimmen.

Vogelverbreitung in der Umgebung eines Verkehrstrennungsgebietes

Die beiden oben genannten Methoden befassen sich jeweils mit der großräumigen Vogelverbreitung innerhalb der Deutschen Bucht. Es wurde dabei jedoch nicht berücksichtigt, dass innerhalb der Deutschen Bucht z. T. starke Umweltgradienten herrschen, die nachweislich die Verbreitung der Vögel beeinflussen. Markones et al. (2009) und auch Garthe et al. (2009) zeigten beispielsweise, dass unterschiedliche Faktoren, wie die Meeresoberflächentemperatur, die Sichttiefe, der Chlorophyll-a-Gehalt, die Wassertiefe und der Sedimenttyp, signifikante Effekte auf die Verteilung von Seetauchern haben können. Da das Meer ein sehr variables System ist, können solche exakten Umweltdaten jedoch nur für kurze Zeiträume herangezogen werden. Für solche Zeiträume ist allerdings die Datenmenge der gesichteten Schiffe zu gering, um ihre direkten Effekte auf Vögel bewerten zu können. Um den Einfluss starker Gradienten bestimmter Habitatparameter zu reduzieren, wurde für den dritten methodischen Ansatz ein kleinräumiges Untersuchungsgebiet gewählt, welches als ökologische Einheit betrachtet werden kann. Das gewählte Untersuchungsgebiet umfasst den Bereich des südlichen Verkehrstrennungsgebietes „Terschelling German Bight“ (Abb. 2.2). Die dort verlaufenden, beiden intensiv befahrenen Einbahnschifffahrtrouten (Band 3 & 5) werden durch eine dazwischen liegende, kaum befahrene Trennzone (Band 4) voneinander geteilt. Diese drei Bereiche wurden auf Grundlage der generalisierten AIS-Karte (Oltmann & Herrlich 2009) zur weiteren Verwendung abdigitalisiert. Da es für den Störeffekt auf die Seevögel von entscheidender Bedeutung sein könnte, dass die Containerschiffe auf den Einbahnrouuten möglichst mittig fahren (Stieger 2008) und auch fahren sollen (BSH 2009), wurden die beiden Einbahnrouuten für die Analysen jeweils fiktiv um 500 m verschmälert. Nördlich und südlich der beiden Einbahnrouuten wurden je zwei Referenzbänder definiert, in denen ebenfalls ein geringeres Verkehrsaufkommen erwartet wird (Band 1 & 2 sowie Band 6 & 7). Die beiden Einbahnrouuten des VTG werden hauptsächlich durch die kommerzielle Großschiffahrt genutzt. Schiffe, die kleiner als 20 m sind, dürfen zwar auch das VTG befahren, jedoch nur unter der Voraussetzung, die Großschiffahrt nicht zu behindern. Südlich des VTG befindet sich die Küstenverkehrszone, die kleineren Schiffen vorbehalten ist (ML 2005).

Für die Analysen der Seetaucherverbreitung wurden alle Flugtage im artspezifischen Frühjahr der Jahre 2002–2010 zusammengefasst, die dieses Gebiet von Nord nach Süd gänzlich abgedeckt haben. Flüge, bei denen nur ein nördlicher oder südlicher Teil des Untersuchungsgebiets kartiert wurde, fanden keine Verwendung. Für Seetaucher kamen somit elf Flugtage in Frage. Ein Flugtag wurde jedoch aus den Daten ausgeschlossen, da sich an diesem Tag im Vergleich zu den übrigen Tagen eine ungewöhnlich hohe Anzahl von Seetauchern

(202 Individuen, sonst 2–54 Individuen) im Untersuchungsgebiet befand. Da der ausgeschlossene Flugtag Mitte April durchgeführt wurde, könnte es sein, dass es zu einer Ansammlung von Seetauchern aus angrenzenden Überwinterungsgebieten kam, bevor die Vögel zurück in die Brutgebiete flogen.

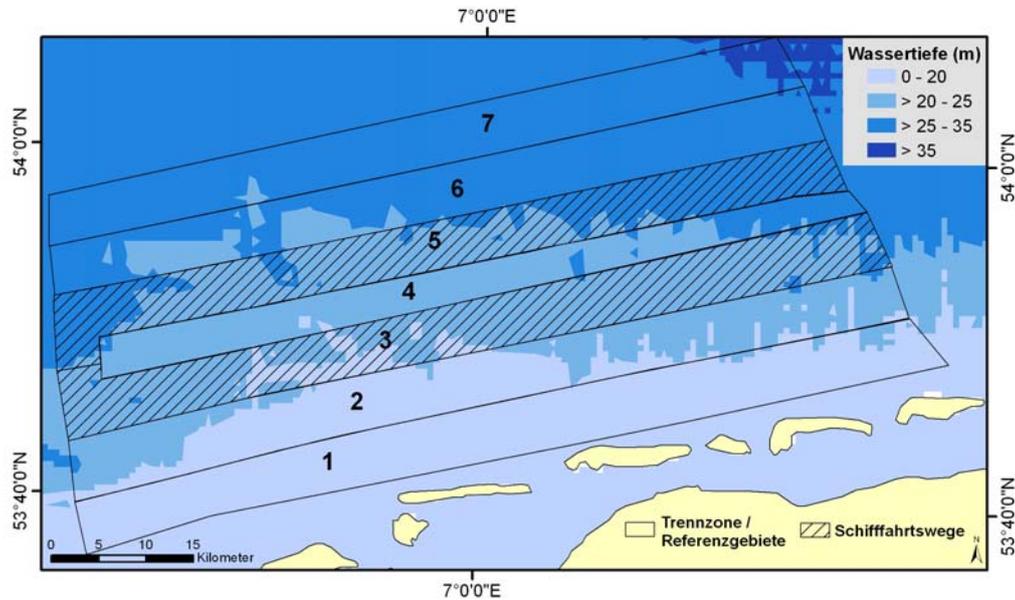


Abbildung 2.2. Untersuchungsgebiet VTG „Terschelling German Bight. Band 3 und 5 stellen die Einbahnwege des VTG dar, Band 4 die Trennzone und die Bänder 1, 2, 6 und 7 die definierten Referenzgebiete.

Diese Ansammlung wird als Ausnahmeerscheinung betrachtet, da solch ein Ereignis bislang nur dieses eine Mal beobachtet werden konnte. Somit wurden diese hohen Anzahlen nicht als repräsentativ für dieses Gebiet in diesem Zeitraum betrachtet. Für Alken gingen insgesamt acht Flugtage aus dem artspezifischen Winter-Zeitraum der Jahre 2002–2010 in die Analyse ein.

Die Flugtransekte der einzelnen Erfassungen verliefen in Nord-Süd-Richtung, so dass pro Flugtag die untersuchten sieben Bänder mehrmals geschnitten wurden. Für die Auswertung wurde ein Raster von 2x2 km generiert, um für jede Zelle ein Abundanzwert für Seetaucher bzw. Alken berechnen zu können. Für jede einzelne Rasterzelle wurde anhand der Lage ihres Mittelpunktes anschließend die Zugehörigkeit zu einem der sieben Untersuchungsbänder bestimmt. Durch dieses Vorgehen konnten mehrere Abundanzwerte pro Band berechnet werden, so dass die Varianz des Vorkommens der Vögel berücksichtigt werden konnte. Die Abundanzwerte der einzelnen Bänder wurden in einer Boxplot-Abbildung gegenübergestellt und mittels GLMs verglichen, die im Vergleich zu anderen statistischen Vergleichen, die Streuung der Daten berücksichtigen.

2.2.4. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs

Im Bereich des Offshore-Windenergie-Testfeldes „Alpha Ventus“ ist es während und nach der Bauphase zu einer deutlichen Zunahme des Schiffsverkehrs (hauptsächlich zu Bau- und Wartungszwecken) gekommen (s. Kapitel 3). Zudem wird in den nächsten Jahren durch den Bau aller bisher genehmigten Offshore-Windparks, die Schifffahrt nicht mehr gänzlich unreglementiert in der Deutschen Bucht verkehren können, da zur Vermeidung von Kollisionen mit den Windparks die Schifffahrt in so genannten Vorrang- und Vorbehaltsgebieten gebündelt werden wird. In diesen Bereichen ist eine Intensivierung der Schiffsbewegungen zu erwarten. Zudem wird durch die immer weiter zunehmende Globalisierung und das Wirtschaftswachstum in den kommenden Jahren weiterhin mit einem steigenden Gütertransport in der Nordsee gerechnet, so dass von einer Intensivierung des Verkehrs ausgegangen wird (OSPAR 2009). Aus diesen Gründen sollte sich eine Studie, die den Einfluss des Schiffsverkehrs auf Seevögel betrachtet, nicht nur mit dem bestehenden Verkehr beschäftigen, sondern sollte zudem berücksichtigen wie sich die zukünftige Entwicklung des Seeverkehrs auf die derzeitige Verbreitung der Vogelarten auswirken könnte. Dazu wurden zwei verschiedene methodische Ansätze gewählt:

Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seetauchern und Alken

Wie oben beschrieben, wurden für Seetaucher und Alken Abundanzkarten auf Basis eines 5x5 km-Rasters erstellt. Zusätzlich zu der Winter-Verbreitungskarte wurde für Alken für diese Fragestellung auch deren Verbreitung im Zeitraum vom 1. März-30. Sept. dargestellt. Denn es wird davon ausgegangen, dass die stärkste Belastung durch zunehmenden Schiffsverkehr vermutlich während der Sommermonate stattfinden wird, da zu dieser Jahreszeit die Bauaktivitäten aufgrund des Wetters einfacher durchzuführen sein werden.

In die gerasterten Verbreitungskarten der Seetaucher und Alken (Abb. 2.15 und 2.16) wurden die bereits genehmigten Offshore-Windparks (BSH, Stand: Juli 2011) sowie die Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (verändert nach BSH 2009) eingefügt. Es wurde eine Veränderung der Darstellung der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt durchgeführt, da sich der Raumordnungsplan (BSH 2009) nur auf die Gewässer innerhalb der Ausschließlichen Wirtschaftzone (AWZ) bezieht. Da die Schifffahrtsrouten jedoch nicht an der Grenze zwischen AWZ und 12-Seemeilen-Zone aufhören, wurde der Verlauf der Routen auf Basis der AIS-Daten auf die 12-Seemeilen-Zone ausgeweitet.

Die Verschneidung der Vogelverbreitungsmuster mit den Informationen der genehmigten Windparks und der Schifffahrtsrouten veranschaulicht ihre Lage zueinander. Dabei wird deutlich, welche Bereiche auch in Zukunft weder von der Nutzung Schifffahrt noch von den Windparks eingenommen werden. Auch kann daraus gefolgert werden, welche Gebiete durch den Schiffsverkehr zwischen Häfen und Windparks vermutlich mehr belastet werden. Unter Berücksichtigung der bereits in diesem Kapitel gesammelten Ergebnisse soll anhand eines deskriptiven Verfahrens abgeschätzt werden, in welchen Bereichen sich der Bau der Windparks und eine Bündelung des Schiffsverkehrs besonders auf Seetaucher und Alken auswirken könnte.

Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung mehrerer störanfälliger Arten unter Berücksichtigung ihrer Sensibilität gegenüber Schiffsverkehr

Beobachtungen auf See zeigten bereits, dass verschiedene Seevogelarten unterschiedlich auf sich nähernde Schiffe reagieren (Garthe et al. 2004, Garthe & Hüppop 2004). Während Arten wie Möwen und Seeschwalben eher angelockt werden, weisen andere Arten, wie Meeresenten und Seetaucher, hohe Fluchtdistanzen auf und fliehen schon in großer Entfernung vor sich nähernden Schiffen. Um diese unterschiedlichen Verhaltensweisen besser vergleichen zu können, entwickelten Camphuysen et al. (1999) einen artspezifischen Schiffsstörungs-Index (Traffic Disturbance Index, TDI). Dieser Index setzt sich aus 13 verschiedenen Informationen über die artspezifische Verbreitung, die Populationsgrößen sowie über das Verhalten der einzelnen Arten zusammen. Camphuysen et al. (1999) teilt die Arten je nach TDI-Wert in vier Empfindlichkeitsstufen ein: Vogelarten mit einem TDI <35 werden als **wenig empfindlich** eingestuft, dazu gehören z. B. Möwen, Seeschwalben und Kormorane. Als **mäßig empfindlich** gelten Arten mit einem TDI von 35–40. Zu den **empfindlichen** Arten zählen Vogelarten mit einem TDI von 40–50: Haubentaucher (TDI=43), Eisente (TDI=44), Trottellumme (TDI=46) und Tordalk (TDI=47). Als **sehr empfindlich** gegenüber Schiffsverkehr werden Arten mit einem TDI von 50–65 eingestuft: Eiderente (TDI=51), Samtente (TDI=52), Sterntaucher (TDI=52) und Trauerente (TDI=60). Da in den niederländischen Nordseegewässern nur selten Prachtaucher vorkommen, wurde die Art von Camphuysen et al. (1999) nicht berücksichtigt (vgl. Abb. 2.3). Weil die Fluchtdistanz des Prachtauchers in der Nordsee jedoch ähnlich wie die des Sterntauchers eingeschätzt wird, wurde ihm für diese Studie ebenfalls der TDI-Wert von 52 zugewiesen. Bei der Einteilung von mäßig empfindlichen und empfindlichen Arten muss berücksichtigt werden, dass drei Arten (Dreizehenmöwe, Zwergmöwe und Krabbentaucher) mit einem TDI=40 einen Grenzfall bilden. Während bei Camphuysen et al. (1999) Dreizehenmöwe und Krabbentaucher zu den mäßig empfindlichen Arten und die Zwergmöwe zu den

empfindlichen Arten zählen, wurden in dieser Studie alle drei auf Grundlage von Verhaltensbeobachtungen (mit Ausnahme des Krabbentauchers, der sehr selten ist) als mäßig empfindlich eingestuft.

Für den hier gewählten methodischen Ansatz wurden die nach Camphuysen et al. (1999) als empfindlich bzw. sehr empfindlich gegenüber Schiffsverkehr eingestuften Vogelarten ausgewählt. Die Verbreitungsdaten dieser neun relevanten Vogelarten stammen aus FTZ-Schiffsurveys der Jahre 1996-2011 und wurden in einem 10x10 km-Raster zusammengefasst. Pro Rasterzelle wurde für jede Art zunächst ein Abundanzwert (Ind./km^2 , N_{Art}) berechnet. Dieser Wert wurde mit dem von Camphuysen et al. (1999) entwickelten artspezifischen TDI-Wert (Traffic Disturbance Index, TDI_{Art}) multipliziert. Daraus resultierte pro Art ein Schiffsverkehrs-Sensitivitätswert (SVS_{Art}). Für jede Rasterzelle wurde aus den einzelnen SVS_{Art} -Werten eine Summe gebildet ($\text{SVS}_{\text{gesamt}}$). Mittels der $\text{SVS}_{\text{gesamt}}$ -Werte konnte für jedes Vierteljahr (Winter: Dez.-Feb., Frühjahr: März-Mai, Sommer: Juni-Aug., Herbst: Sept.-Nov.) eine Verbreitungskarte erstellt werden, mit der diejenigen Gebiete ermittelt wurden, in denen sich die störempfindlichen Arten unter den aktuell herrschenden Lebensraumbedingungen aufhalten. Um die saisonal unterschiedlichen Muster besser darstellen zu können, wurde für jedes Vierteljahr eine spezifische Legendeneinteilung auf Grundlage der Quartile der $\text{SVS}_{\text{gesamt}}$ -Werte gewählt. In die so entstandenen vier kartografischen Abbildungen wurden die genehmigten Offshore-Windparks (BSH, Stand: Juli 2011) sowie die Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (verändert nach BSH 2009) eingefügt. Die Verschneidung dieser Informationen kann Hinweise darauf geben, wie alle neun als störempfindlich gegenüber Schiffsverkehr eingeschätzten Arten im Bezug auf die Lage der Schifffahrtsrouten und der Windparks verbreitet sind. Durch die Verwendung des TDI können zudem die Vorkommensbereiche der Vögel nach ihrer Empfindlichkeit gegenüber Schiffsverkehr gewichtet werden. Basierend auf diesen Informationen wurde eine Abschätzung vorgenommen, in welchen Gebieten durch den Bau von Windparks mit negativen Auswirkungen auf die störempfindliche Arten gerechnet werden muss.

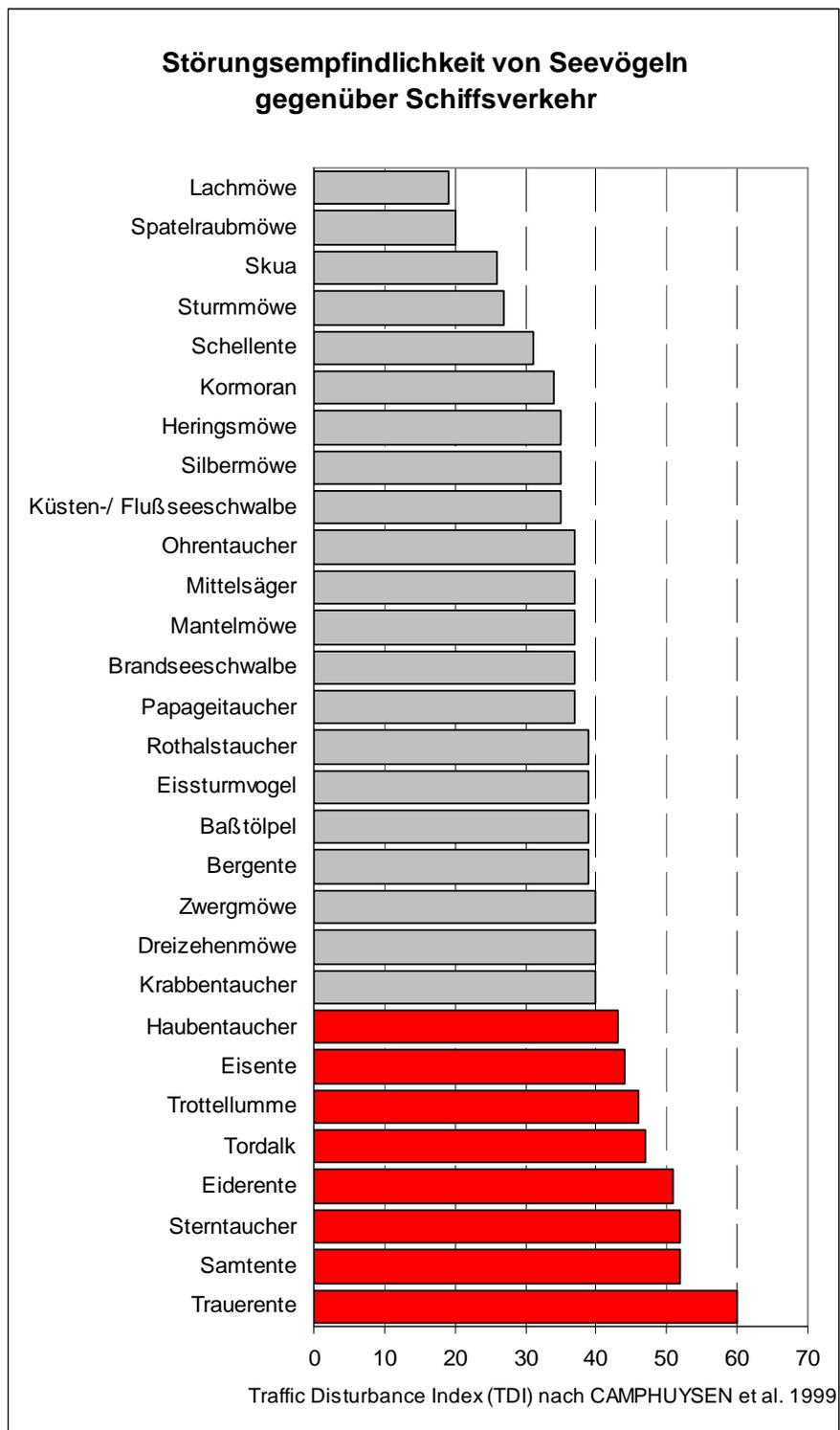


Abbildung 2.3. Traffic Disturbance Index (TDI) für Seevögel in der Deutschen Bucht nach Camphuysen et al. (1999). Rote Markierung: die acht (ohne Prachtaucher) gegenüber Schiffsverkehr als empfindlich und sehr empfindlich eingestuft Arten (TDI >40, Details s. Text).

2.3. Analyseschritte und Ergebnisse

2.3.1. Schiffsverkehr in der Deutschen Bucht

In den Verkehrstrennungsgebieten der Deutschen Bucht findet der Seeverkehr der Großschifffahrt auf je zwei Einbahnwegen statt, die durch ein Trennungsgebiet geteilt sind. Die Einbahnwege werden durch die roten bzw. grünen Linien in Abb. 2.4 dargestellt. Die Großschifffahrt in den zwei Verkehrstrennungsgebieten „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“ im Süden der Deutschen Bucht wird sowohl durch die Hafenansteuerungen „Jade bzw. Elbe Approach“ verbunden. Von dort aus führen mehrere kleine Schifffahrtswege in nordwestliche Richtung. Die nach Norden verlaufenden Routen sind jedoch nicht betont, so dass die Schiffe nicht verpflichtet sind, sich auf die Nutzung bestimmter Routen zu beschränken, was durch die eher breit gefächerten Linien in Abb. 2.4 verdeutlicht wird. Die in diese Abbildung eingefügten Zahlen aus Germanischer Lloyd (2010) zeigen, dass das südliche VTG „Terschelling German Bight“ mit Abstand am intensivsten durch Schiffe >20 m befahren wird. Verschiedene Quellen geben auf das Jahr umgerechnet etwa 30.000–35.000 Schiffsbewegungen im VTG „Terschelling German Bight“ an (BSH 2009, Germanischer Lloyd 2008). Das nördliche VTG „German Bight Western Approach“ wurde in den Monaten April und Mai 2009 von etwa 500 Schiffen befahren, die übrigen hier dargestellten Schiffsrouten von deutlich weniger Schiffen.

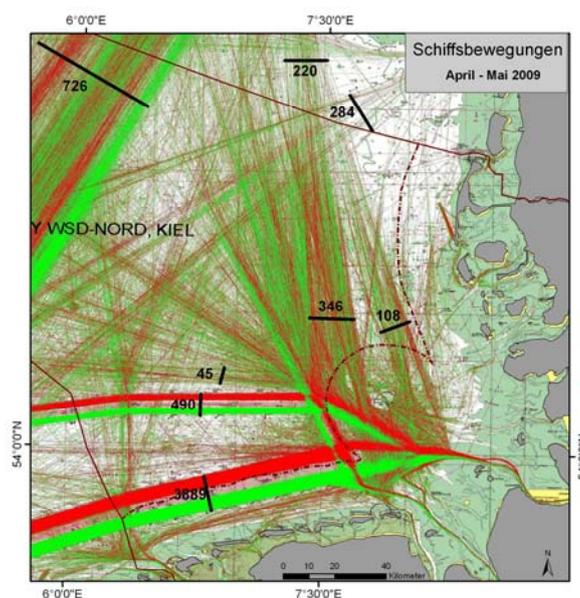


Abbildung 2.4. Generalisierte Schiffsrouten auf Basis von AIS-Daten (Oltmann & Herrlich 2009) in Kombination mit den Anzahlen tatsächlicher Schiffsbewegungen im April und Mai 2009 (Germanischer Lloyd 2010).

Da das AIS-System nur die Berufsschifffahrt erfasst, werden die küstennah vorkommenden Segelboote oder Fischkutter nicht berücksichtigt. Um diese „Informationslücke“ zu schließen, wurden die während der Seevogelerfassungen kartierten Schiffe in die Auswertungen mit einbezogen. Die Verschneidung beider Datenquellen macht deutlich, dass in den küstennahen Bereichen ebenfalls ein starkes Verkehrsaufkommen herrscht (Abb. 2.5a). Die Analyse der kartierten Schiffe ergab, dass es sich bei den Schiffen vor der schleswig-holsteinischen Küste hauptsächlich um Fischereifahrzeuge, Freizeitboote und Behördenschiffe handelt (Abb. 2.5b). Die vielen kartierten Frachter vor den Ostfriesischen Inseln bilden deutlich die Muster der VTG und der Elbe- und Weserausfahrten ab, so dass von einer guten Datenqualität der seit 2002 kartierten Schiffe ausgegangen werden kann.

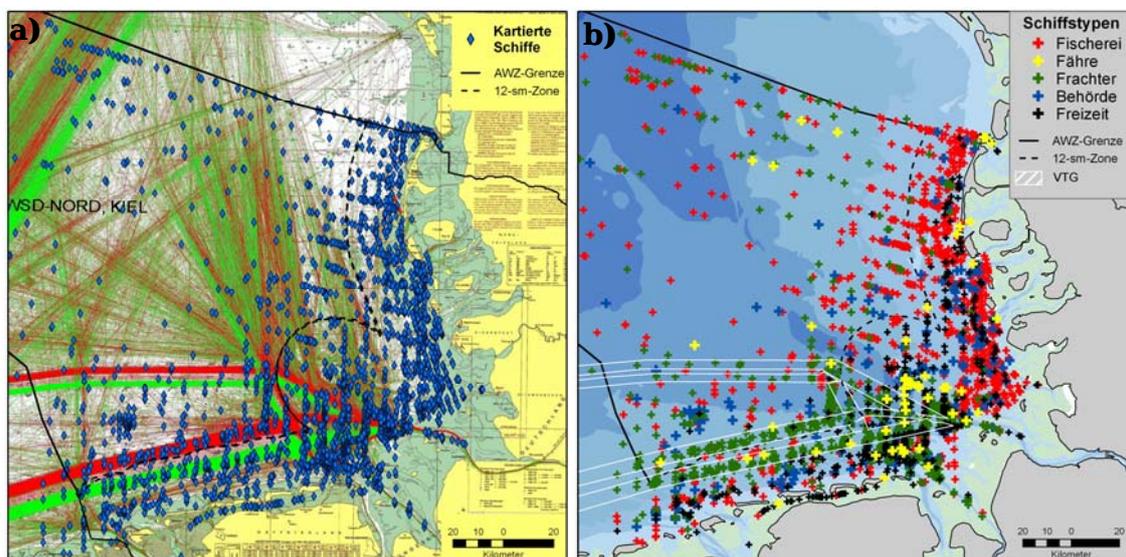


Abbildung 2.5. a) Positionen aller während Flugsurveys kartierten Schiffe im Vergleich zur Lage der Schifffahrtsrouten basierend auf AIS (Oltmann & Herrlich 2009), b) Positionen der selben Schiffe differenziert nach verschiedenen Schiffstypen.

Insgesamt wurden in den Jahren 2002–2011 während der durchgeführten Flugsurveys 3161 Schiffe erfasst. 37 % aller Schiffe wurden der Kategorie „Fischerei“ zugeordnet, 32 % der Kategorie „Frachter“. Freizeitschiffe machten 18 % der Daten aus. Im Jahresverlauf variierte besonders der Anteil der Freizeitschiffe (Abb. 2.6). Im Sommer trug beispielsweise die hohe Anzahl der Freizeitschiffe dazu bei, dass die Abundanzen der kartierten Schiffe zu dieser Jahreszeit insgesamt am höchsten waren. In den drei übrigen Jahreszeiten überwog der Anteil an Fischereifahrzeugen und Frachtern.

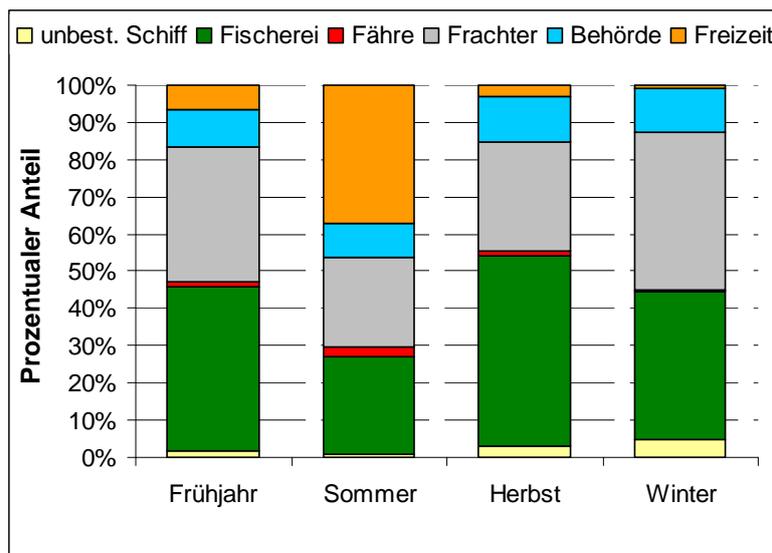


Abbildung 2.6. Prozentualer Anteil der verschiedenen Schiffstypen in der Deutschen Bucht in den Jahren 2002-2011, getrennt für die Jahreszeiten dargestellt. Die Daten basieren auf der Kartierung von Schiffen während flugzeuggestützter Seevogelerfassungen.

Der Vergleich der Schiffsabundanzen in den vier definierten Tiefenzonen der Deutschen Bucht machte deutlich, dass die Abundanzen der Schiffe pro Jahreszeit mit zunehmender Wassertiefe bzw. mit zunehmender Landentfernung größtenteils abnahmen (Abb. 2.7). In allen Tiefenbereichen wurden im Sommer die höchsten Abundanzen ermittelt. Besonders im Bereich des Watts wurden sehr viele Schiffe gesichtet.

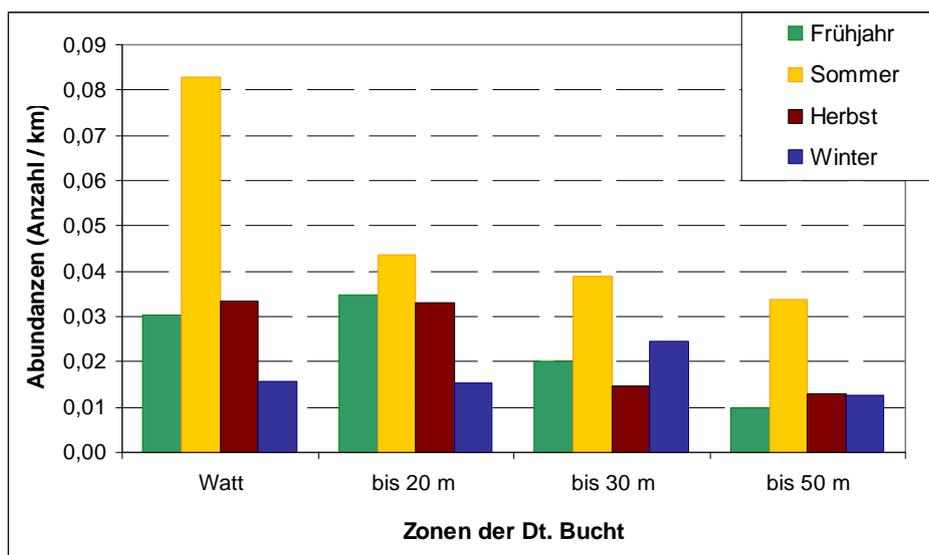


Abbildung 2.7. Schiffsabundanzen in den verschiedenen Zonen der Deutschen Bucht in den Jahren 2002-2011, getrennt für die Jahreszeiten dargestellt.

2.3.2. Einfluss des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken

Modellierte Verbreitungsmuster und Schifffahrtsrouten basierend auf AIS-Daten

Die Modellierung der Vogelverbreitung zeigte, dass sich sowohl Seetaucher im Frühjahr als auch Alken im Winter weiträumig im Bereich der Deutschen Bucht aufhalten. Das Hauptvorkommen der Seetaucher befindet sich von März bis Mitte Mai in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) westlich der Nordfriesischen Inseln mit Abundanzen von über 2,5 Ind./km² (Abb. 2.8a). Weitere Verbreitungsschwerpunkte befinden sich nördlich der Ostfriesischen Inseln und im Offshore-Bereich weit nördlich vor Borkum. Auch wenn sich dort weit weniger Seetaucher aufhalten als im nördlichen Hauptkonzentrationsgebiet, spielen auch diese Bereiche als Rastgebiete eine wichtige Rolle.

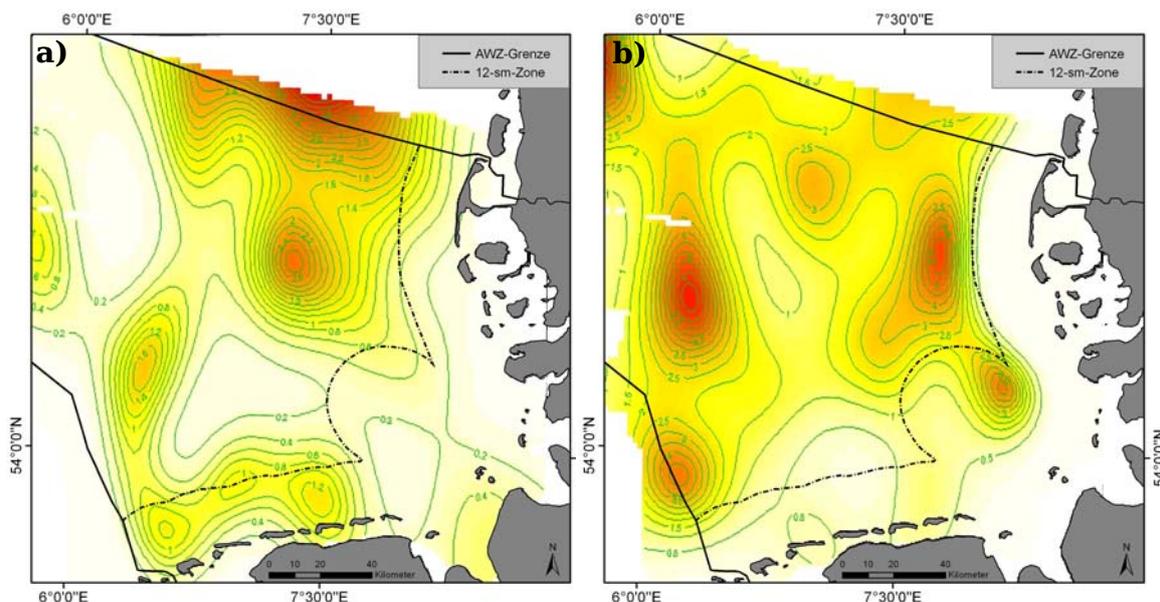


Abbildung 2.8. Modellierter Vogelverbreitung mittels GAM basierend auf flugzeuggestützten Erfassungen in den Jahren 2002–2010: a) Seetaucher im Frühjahr; b) Alken im Winter. Die Isolinien geben die verschiedenen Abundanzlevel an. Der Farbverlauf von hellgelb bis rot verdeutlicht zunehmende Abundanzen.

Alken kommen nahezu in der gesamten Deutschen Bucht vor, mit Ausnahme der schleswig-holsteinischen küstennahen Bereiche. Dort halten sich die Alken am Rande der 12-Seemeilen-Zone auf, jedoch vermehrt weiter offshore in der AWZ: Zwei Hotspots mit mindestens 5 Ind./km² befinden sich sowohl im Offshore-Bereich (140 km westlich der schleswig-holsteinischen Küste) als auch näher an der Küste (westlich von Sylt an der Grenze zwischen AWZ und der 12-Seemeilen-Zone). Zwischen diesen beiden Hotspots halten sich dagegen nur sehr wenige

Alken auf (Abb. 2.8b). Zwei weitere Verbreitungsschwerpunkte mit je mindestens 4 Ind./km² befinden sich östlich von Helgoland sowie ganz im Westen der Deutschen Bucht zwischen den beiden VTG „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“.

Die abdigitalisierten Abundanzlevel der Seetaucher- und Alken-Verbreitung veranschaulichen in Abb. 2.9 a und b, wo sich das Hauptvorkommen der Vögel im Bezug auf die Lage der Schifffahrtswege befindet. Für Seetaucher lässt sich erkennen, dass der Bereich des 0,2-Abundanzlevels innerhalb der Deutschen Bucht ($\geq 0,2$ Ind./km², weiße Linie, Abb. 2.9a) deutlich das Gebiet der Elbe-Anfahrt ausschließt, was auf eine Meidung dieses Gebiets hindeutet. In diesem Kreuzungsbereich, in dem sich die zwei VTG „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“ zum „Elbe Approach“ zusammenschließen, fahren neben vielen Frachtschiffen auch viele Fähren und Freizeitboote (vgl. Abb. 2.5b). Der Bereich des Abundanzlevel 1 (≥ 1 Ind./km²) wird durch die hellgraue Linie dargestellt und zeigt, dass Seetaucher mit mittleren Abundanz be beispielsweise bevorzugt südlich des VTG „Terschelling German Bight“ und in der in der Trennzone zwischen den beiden Einbahnwegen rasten.

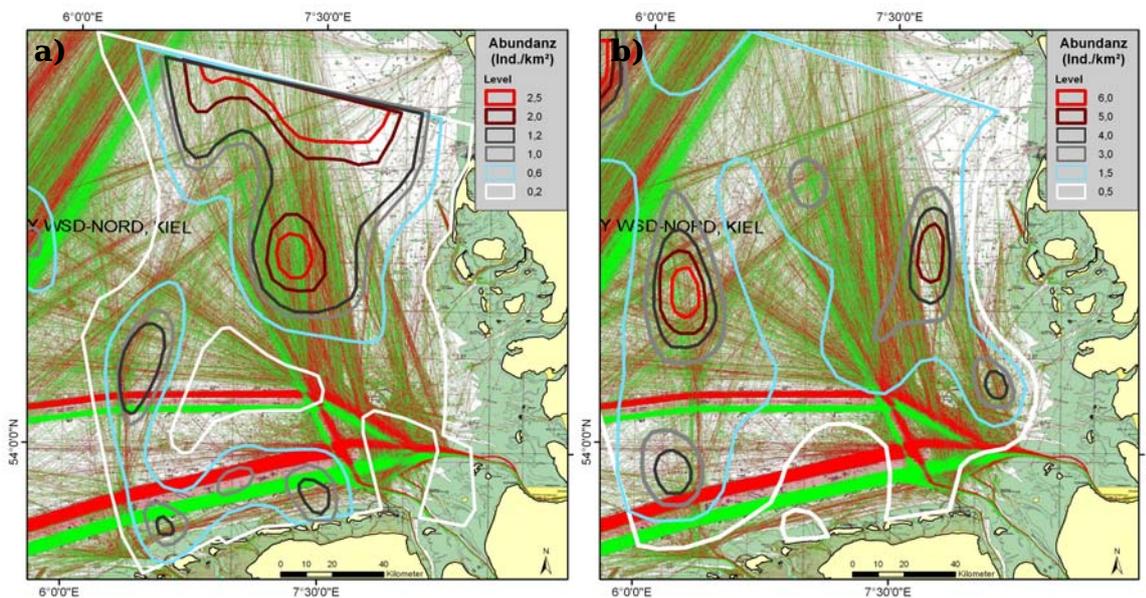


Abbildung 2.9. Modellierter Vogel-Abundanzlevel in Kombination mit den Schifffahrtsrouten basierend auf AIS (Oltmann & Herrlich 2009): a) Seetaucher-Verbreitung im Frühjahr; b) Alken-Verbreitung im Winter.

Die beiden Hauptverbreitungsgebiete, in denen sich die Seetaucher mit Abundanz von ≥ 2 Ind./km² aufhalten, liegen westlich der Nordfriesischen Inseln: 1) nordwestlich von Sylt und 2) etwas weiter südlich, westlich von

Amrum. Im Bereich des Hotspots nordwestlich vor Sylt findet nach den AIS-Daten verhältnismäßig wenig Schiffsverkehr statt.

Die Verbreitungshotspots der Alken liegen ebenfalls überwiegend in Bereichen, in denen nicht sehr intensiver Schiffsverkehr stattfindet: etwa 40 km westlich von Amrum (5,0 Ind./km²), sowie weiter offshore (6,0 Ind./km²), aber auch zwischen den beiden VTG im westlichsten Bereich (4,0 Ind./km²). Im mittleren Teil des VTG „Terschelling German Bight“ befindet sich allerdings eine Verbreitungslücke, in der sich die Alken nur unregelmäßig in geringen Abundanzen aufhalten.

Gerasterte Verbreitungsmuster und kartierter Schiffe

Innerhalb des potentiell geeigneten Lebensraums von Seetauchern (Abundanzlevel: mindestens 0,2 Ind./km²) wirkten sowohl die Wassertiefe als auch die Abundanz der Schiffe signifikant auf die Verteilung der Seetaucher ein: Die Seetaucher-Abundanz nahm mit zunehmender Abundanz der Schiffe linear ab. Abb. 2.10a verdeutlicht, dass die höchsten Seetaucher-Abundanzen in den Rasterzellen vorkamen, in denen keine Schiffe kartiert wurden. Die Wassertiefe beeinflusste die Verbreitung der Vögel jedoch stärker (Tab. 2.1). Die höchsten Abundanzen der Seetaucher kamen in Tiefenbereichen von 15–31 m vor. Die Werte der 2,5 % bzw. 97,5 %-Quantile des Vorhersagefehlers liegen zwischen -1,51 und 3,44, der Median beträgt -0,28.

Tabelle 2.1. Einfluss der Schiffsabundanz und der Wassertiefe auf die Abundanz von Seetauchern. Die Modellierung erfolgte mittels GAM.

	edf	F	p
Schiffe	1	14,27	0,00017***
Tiefe	3,82	22,96	<2e-16***
erklärte Varianz= 17,4 % R ² = 0,103 n = 765			
median (error)= -0,28			

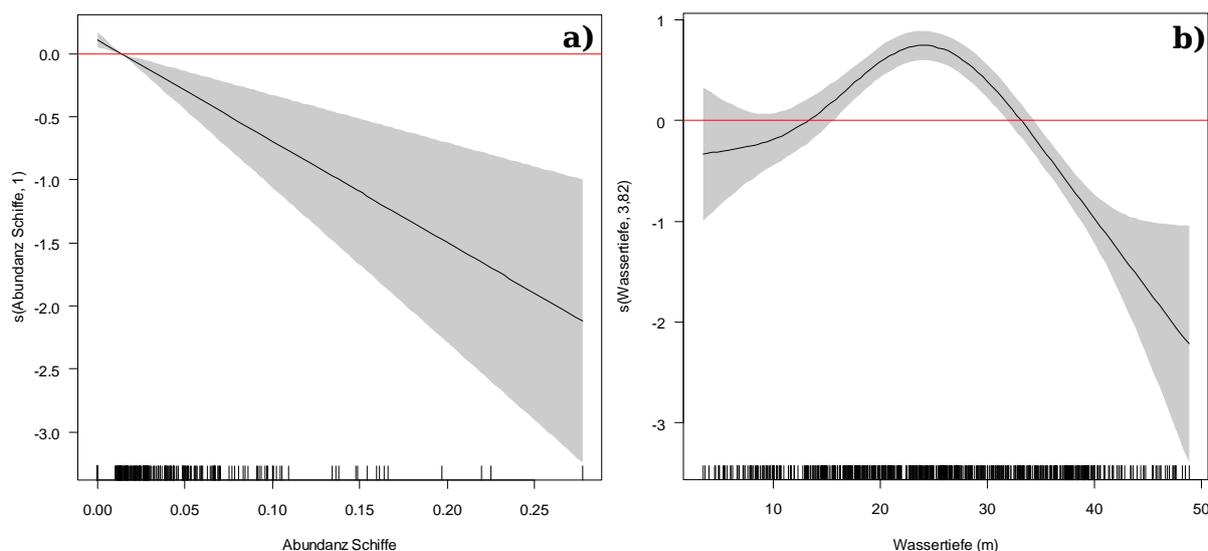


Abbildung 2.10. Einfluss der Schiffsabundanz (a) und der Wassertiefe (b) auf die Abundanz von Seetauchern: Die schwarze Linie beschreibt die Abweichung der Seetaucher-Abundanz von dem modellierten mittleren Abundanzwert. Der schattierte Bereich gibt das 95 %-Konfidenzintervall an, die rote Linie die auf null skalierte modellierte mittlere Abundanz der Seetaucher. Die Modellierung erfolgte mittels GAM.

Im potentiell geeigneten Lebensraum der Alken (Abundanzlevel $\geq 0,5$ Ind./km²) konnte ein Einfluss der Wassertiefe auf deren Verteilung nachgewiesen werden. Innerhalb dieses Abundanzlevels mieden Alken flachere Bereiche und hielten sich häufiger in tieferen Regionen um die 25 m auf, bevorzugten allerdings deutlich Wassertiefen ab 42 m (Abb. 2.11). Das Vorkommen der Schiffe beeinflusste die Verbreitung der Alken jedoch nicht (Tab. 2.2). Das hier angewendete Modell ist jedoch nicht sehr aussagekräftig, da nur 3,4 % der Varianz der Alkenverbreitung damit erklärt werden. Auch die Werte der Vorhersagefehler weisen darauf hin: 2,5 %-Quantil=-3,09, 97,5 %-Quantil=7,69, Median=-0,97. Daher lässt sich vermuten, dass die eigentlichen bestimmenden Habitatparameter in diesem Modell noch nicht berücksichtigt wurden.

Tabelle 2.2. Einfluss der Schiffsabundanz und der Wassertiefe auf die Abundanz von Alken. Die Modellierung erfolgte mittels GAM.

	edf	F	p
Schiffe	1	0,422	0,516
Tiefe	2,898	8,3	2,01e-05***
erklärte Varianz= 3,4 %		R ² = 0,00972	n = 723
median (error)= -0.97			

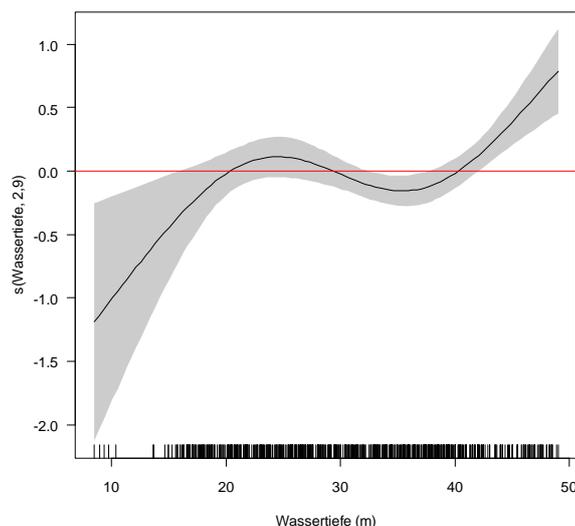


Abbildung 2.11. Einfluss der Wassertiefe auf die Abundanz von Alken: Die schwarze Linie beschreibt die Abweichung der Alken-Abundanz von dem modellierten mittleren Abundanzwert. Der schattierte Bereich gibt das 95 %-Konfidenzintervall an, die rote Linie die auf null skalierte modellierte mittlere Abundanz der Alken. Die Modellierung erfolgte mittels GAM.

Bei dieser Methode wurden die Verteilungsdaten innerhalb der potentiell geeigneten Lebensräume der Seetauchern und Alken untersucht. Dabei wurden bis auf die Wassertiefe weitere ökologische Gegebenheiten und z. T. starke Gradienten der Umweltparameter nicht berücksichtigt (s. Kapitel 2.2.3). Die durchgeführten GAMs mit den bestimmenden Variablen „Schiffsabundanz“ und „Wassertiefe“ bestätigten den Einfluss von weiteren Habitatparametern, da die Verbreitung der Seetaucher und Alken nur zu 17,4 % bzw. 3,4 % durch die beiden herangezogenen Parameter erklärt werden konnte. Daher liegt die Vermutung nahe, dass gerade auf großskaliger Ebene Parameter, die die Verteilung der Beute der Vögel beeinflussen, einen wichtigen Einfluss auf die Verbreitungsmuster der Seetaucher und Alken nehmen (vgl. Kaiser et al. 2006, O’Connell et al. 2007).

Vogelverbreitung in der Umgebung eines Verkehrstrennungsgebietes

Das kleinräumige Untersuchungsgebiet im Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ wurde in sieben verschiedene Bänder unterteilt, in denen der Schiffsverkehr stark variierte. In den beiden Einbahnrouten des VTG (Bänder 3 & 5) fuhren deutlich mehr Schiffe als in der dazwischen liegenden Trennzone (Band 4, Abb. 2.12). Auch die definierten Referenzgebiete wurden sehr viel weniger frequentiert als die Einbahnwege, wobei im küstennahen gelegenen

Band 1 höhere Schiffsabundanzen nachgewiesen werden konnten als in den übrigen Referenzgebieten.

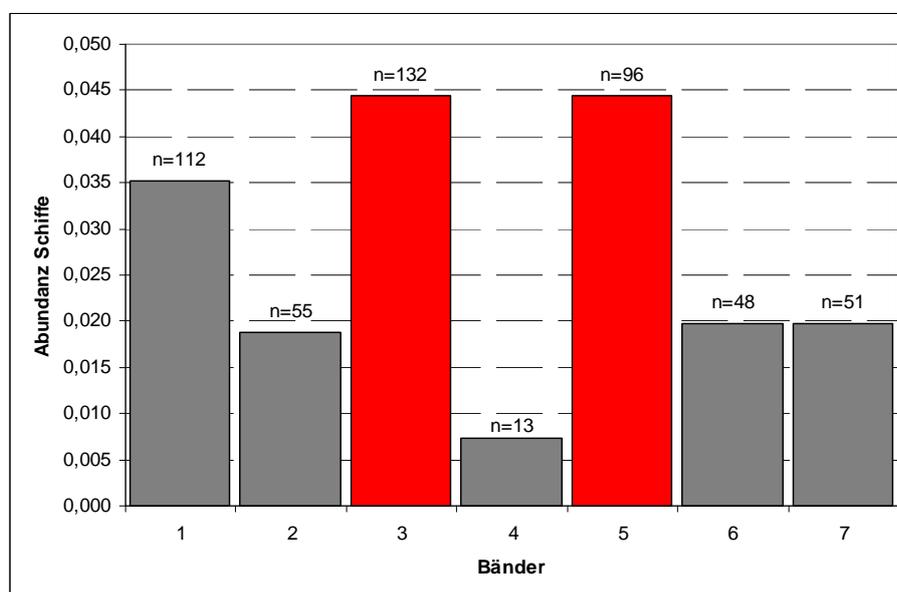


Abbildung 2.12. Abundanzen aller kartierten Schiffe (Anzahl/km), getrennt für die jeweiligen Untersuchungsbänder dargestellt. Die Daten basieren auf den während der Seevogelerfassungen (Flugsurveys) kartierten Schiffen der Jahre 2002–2011, die Jahreszeiten wurden nicht differenziert betrachtet.

Die bisherigen Ergebnisse der Verbreitungsmuster im Bezug auf die AIS-Schiffsrouten deuten darauf hin, dass Seetaucher die beiden Einbahnroueten (Band 3 und 5) meiden und sich vermehrt in der Trennzone bzw. den Referenzgebieten aufhalten. Die Überprüfung der Abundanzen innerhalb der sieben definierten Bänder mittels Boxplots ergab für alle Bänder einen Median von 0, da in vielen Rasterzellen keine Seetaucher nachgewiesen wurden. Nur in den Bändern 1, 2 und 4 waren die Werte des 75 %-Quartils größer als 0, was auf häufigere und höhere Abundanzwerte hindeutet (Abb. 2.13).

Die Abundanzen der einzelnen Bänder unterschieden sich z. T. signifikant voneinander (Tab. 2.3): Die Seetaucher-Abundanzen in Band 3 (südlicher Einbahnweg des VTG) waren signifikant geringer als in den Bändern 1, 2, 4, 6 und 7. Allerdings wurde kein Unterschied zum nördlichen Einbahnweg (Band 5) festgestellt. Die Abundanzen in diesem Band wichen jedoch ebenfalls signifikant von denen in den Bändern 1 und 4 ab.

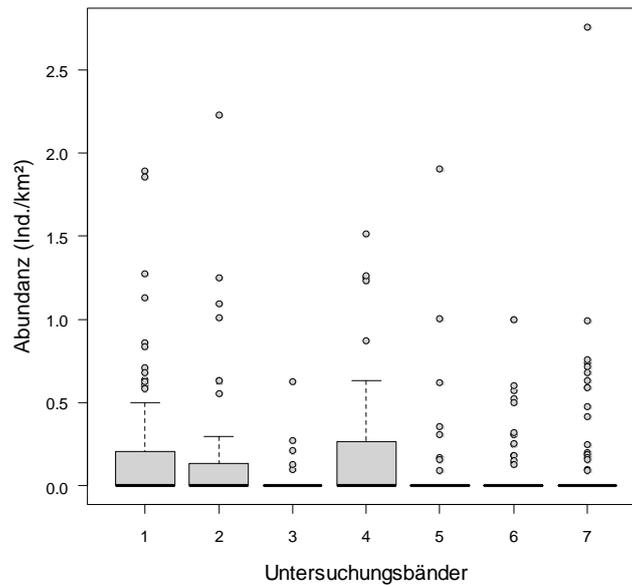


Abbildung 2.13. Boxplots zum Vergleich der Seetaucher-Abundanzen in den sieben Untersuchungsbändern. Die Boxen geben den Bereich vom 25 %- bis 75 %-Quartil an, die dicke schwarze Linie stellt den Median (50 %-Quartil) dar, die gestrichelte Linie das 95 %-Konfidenzintervall. Die Punkte markieren die Lage der Ausreißer. In der Darstellung wurde zur besseren Sichtbarkeit ein Abundanzwert ausgeblendet (Band 4: 7,01).

Im Referenzband 6 waren die Abundanzen höher als in Band 3, jedoch geringer als in Band 1 und 4. Diese Ergebnisse zeigen, dass Seetaucher vermutlich die Trennzone (Band 4) im Vergleich zu den beiden Einbahnwegen bevorzugt aufsuchen.

Tabelle 2.3. Unterschiede zwischen den Abundanzen der sieben Untersuchungsbänder getestet mittels GLM. P-Werte $\leq 0,05$ gelten als signifikant (*).

	[,1]	[,2]	[,3]	[,4]	[,5]	[,6]	[,7]
[,1]	NA	0.354	0.001*	0.141	0.025*	0.036*	0.312
[,2]	0.354	NA	0.005*	0.061	0.146	0.277	0.906
[,3]	0.001*	0.005*	NA	0.006*	0.138	0.011*	0.011*
[,4]	0.141	0.061	0.006*	NA	0.016*	0.014*	0.057
[,5]	0.025*	0.146	0.138	0.016*	NA	0.510	0.193
[,6]	0.036*	0.277	0.011*	0.014*	0.510	NA	0.367
[,7]	0.312	0.906	0.011*	0.057	0.193	0.367	NA

Durch die vorherige Definition aufgrund der modellierten Verbreitungsmuster, liegt ein Teil des Untersuchungsgebietes außerhalb des potentiell geeigneten Habitats der Alken. Die Analyse wurde dennoch für diesen Bereich durchgeführt,

da davon ausgegangen wird, dass die Stichprobe für diese Fragestellung dort trotzdem ausreichend groß ist.

In allen sieben Untersuchungsbändern, mit Ausnahme von Band 7, betrug der Median der Alken-Abundanzwerte 0, da ebenfalls in vielen Rasterzellen keine Alken nachgewiesen werden konnten (Abb. 2.14). In den südlichsten Bändern 1 und 2 wurden nur wenige, zudem geringe, Abundanzen festgestellt. Das 95 %-Konfidenzintervall betrug hier ebenfalls 0. Daher wird dieser küstennähere und damit flachere Bereich nicht als sehr relevantes Habitat für Alken angesehen. Dies wird auch durch die statistische Überprüfung mittels GLM (Tab. 2.4) bestätigt: Die Abundanzen in Band 1 waren signifikant geringer als in allen übrigen Bändern. Die geringen Abundanzen in Band 2 wichen von den Bändern 1, 4, 6 und 7 ab, es konnte jedoch kein statistischer Unterschied zu den beiden Schifffahrtswegen (Band 3 und 5) ermittelt werden, was auf die ebenfalls geringen Abundanzen in den beiden Einbahnwegen hindeutet.

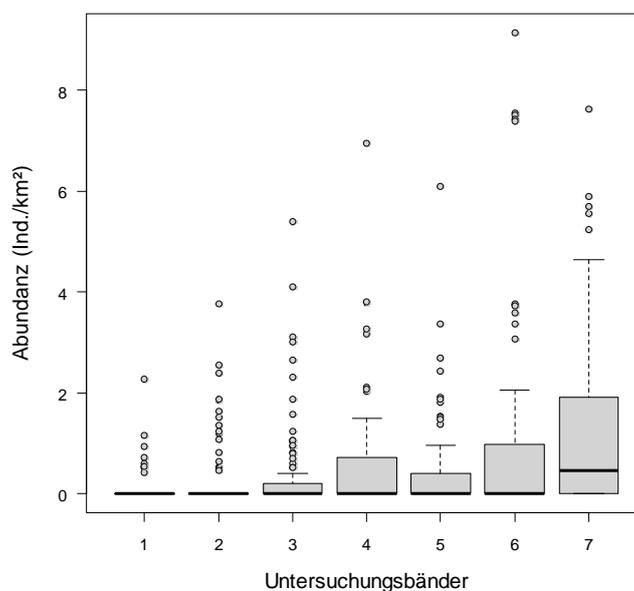


Abbildung 2.14. Boxplots zum Vergleich der Alken-Abundanzen in den sieben Untersuchungsbändern. Die Boxen geben den Bereich vom 25 %- bis 75 %-Quartil an, die dicke schwarze Linie stellt den Median (50 %-Quartil) dar, die gestrichelte Linie das 95 %-Konfidenzintervall. Die Punkte markieren die Lage der Ausreißer. In der Darstellung wurden zur besseren Sichtbarkeit zwei Abundanzwerte ausgeblendet (Band 4: 13,80 und Band 7: 30,77).

Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass die Abundanzen im südlichen Einbahnweg (Band 3) deutlich geringer waren als in den Bändern 4, 6, und 7. Die Abundanzen in der Trennzone (Band 4) unterschieden sich dagegen nicht von denen im nördlichen Einbahnweg (Band 5). Jedoch hielten sich Alken in diesem Einbahnweg in signifikant geringeren Abundanzen auf als in den Referenzbändern 6 und 7 (Tab. 2.4). Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass

Alken bevorzugt in den Bändern 6 und 7 vorkommen, aber dass sie zudem die Trennzone gegenüber den beiden befahrenen Einbahnwegen vorziehen.

Tabelle 2.4. Unterschiede zwischen den Abundanzen der sieben Untersuchungsbänder getestet mittels GLM. Werte $\leq 0,05$ gelten als signifikant (*).

	[,1]	[,2]	[,3]	[,4]	[,5]	[,6]	[,7]
[,1]	NA	0.017*	0.003*	0.000*	0.003*	0.000*	0.000*
[,2]	0.017*	NA	0.301	0.007*	0.303	0.001*	0.001*
[,3]	0.003*	0.301	NA	0.049*	0.997	0.014*	0.002*
[,4]	0.000*	0.007*	0.049*	NA	0.056	0.863	0.227
[,5]	0.003*	0.303	0.997	0.056	NA	0.017*	0.003*
[,6]	0.000*	0.001*	0.014*	0.863	0.017*	NA	0.173
[,7]	0.000*	0.001*	0.002*	0.227	0.003*	0.173	NA

Auch wenn die Ergebnisse für Seetaucher deutlicher ausgefallen sind als für Alken, wird vermutet, dass auch Alken die beiden Einabahnrouen seltener aufsuchen. Es ist auf diese Weise jedoch nicht abschließend zu klären, ob die Effekte des Schiffsverkehrs möglicherweise auch in diesem kleinräumigen Untersuchungsgebiet von anderen Einflussgrößen, wie Wassertiefe oder allgemeiner Beuteverfügbarkeit, überlagert werden.

2.3.3. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs

Seetaucher

Durch die oben dargestellten Ergebnisse wurde deutlich, dass intensiver Schiffsverkehr die Verteilungsmuster der störempfindlichen Seetaucher beeinflusst. Die Darstellung der gerasterten Verteilungsdaten unter Einbeziehung der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt bestätigen ebenfalls, dass sich Seetaucher im südlichen Teil der Deutschen Bucht hauptsächlich südlich des VTG „Terschelling German Bight“, bzw. in der Trennzone zwischen den beiden Einbahnwegen aufhalten (Abb. 2.15). Da in Kapitel 3 gezeigt werden konnte, dass die Anzahl der Schiffe im Bereich um den bereits gebauten Windpark „Alpha Ventus“ deutlich zugenommen hat, muss damit gerechnet werden, dass die dort vorkommenden Seetaucher durch die Bauschiffe gestört werden, die diese Bereiche passieren müssen. Zwischen den beiden VTG „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“ halten sich Seetaucher mit mittleren Abundanzen in einem großen Plangebiet für

Windparks auf. Dort muss ebenfalls durch den Bau der Anlagen und dem damit einhergehenden Schiffsverkehr mit zunehmenden Störungen gerechnet werden. Viel stärker werden jedoch die negativen Auswirkungen eingeschätzt, die der Bau der Windparks im Norden der deutschen AWZ mit sich bringen könnte: Die drei nördlichsten Windparks westlich von Sylt liegen mitten in dem Hauptkonzentrationsbereich der Seetaucher. Allein beim Bau des westlichsten Parks müssten die Bau- und Wartungsschiffe von Sylt aus das gesamte Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher durchqueren, was zu erheblichen Scheucheffekten sowie zur Verlagerung der Verbreitungsgebiete führen könnte.

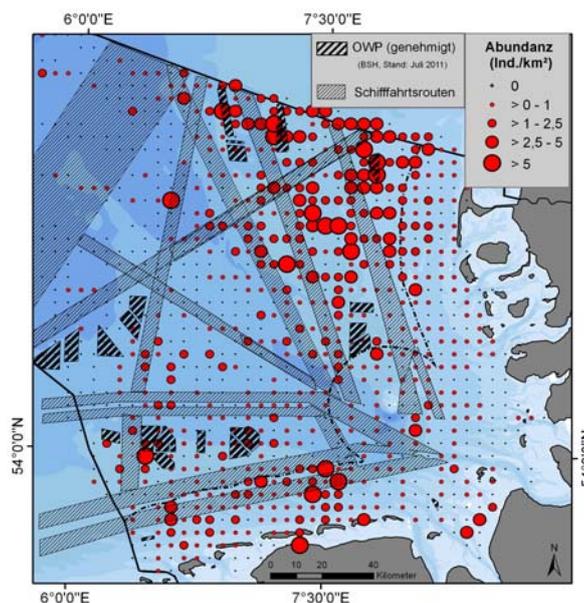


Abbildung 2.15. Verbreitung der Seetaucher in der Deutschen Bucht im Frühjahr basierend auf Flugsurveys der Jahre 2002–2010 sowie die Lage der bereits genehmigten Offshore-Windparks (BSH, Stand: Juli 2011) und der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (verändert nach BSH 2009).

Durch die Modellierung der Verbreitungsdaten wurden die einzelnen kleinräumigen Konzentrationsbereiche gemittelt (Abb. 2.8a), so dass gezeigt werden konnte, dass dem gesamten nördlichen Verbreitungsgebiet eine wichtige Bedeutung als Rastgebiet für Seetaucher zukommt. Ein großer Teil dieses Hauptverbreitungsgebietes liegt im Seevogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“, das durch Sandbänke und Riffe charakterisiert wird. Bei genauerer Betrachtung der im Norden der AWZ verlaufenden Schifffahrtsrouten fällt auf, dass kleine lokale Bereiche mit hohen Abundanzen der Seetaucher häufig exakt zwischen einzelnen Routen liegen. Da besonders westlich des SPA ganz ähnliche Habitatstrukturen (Sediment, Wassertiefe) vorherrschen, lassen sich keine offensichtlichen Begründungen für die dortigen kleinräumigen Veränderungen der Seetaucher-Konzentrationen finden. Diese Tatsache stärkt die Annahme, dass sich die Seetaucher bereits von den auf den Hauptrouten fahrenden Schiffen

gestört fühlen und in weniger befahrene Bereiche zwischen den Routen ausgewichen sind. Diese Anpassung verdeutlicht, dass eine Verlagerung der Schifffahrtsrouten oder die Intensivierung des Verkehrs außerhalb dieser Routen neue, starke Auswirkungen auf die Seetaucher mit sich bringen würde.

Alken

Im Winter sind Alken weiträumig innerhalb der Deutschen Bucht verbreitet und zeigen verschiedene Verbreitungsschwerpunkte innerhalb des Offshore-Bereiches (Abb. 2.16a). Die Modellierung der Verbreitungsschwerpunkte gab bereits Hinweise darauf, dass sich die Hauptkonzentrationsbereiche in Gebieten mit eher geringem Schiffsverkehr befinden (Abb. 2.9b). Durch die gerasterte Darstellung lässt sich nun deutlicher erkennen, dass sich im Bereich um das südliche VTG „Terschelling German Bight“ mehr Alken in der Trennzone sowie südlich des VTG aufhielten, als innerhalb der beiden Einbahnwege. In mehreren Abschnitten der Schifffahrtsrouten sind mittlere bis hohe Abundanzen von Alken zu erkennen, jedoch liegen Vorkommensbereiche mit mehreren hohen Abundanzwerten häufig außerhalb der Schifffahrtsstrecken. Auch wenn kein statistischer Zusammenhang zwischen der Alken- und der Schiffsabundanz festgestellt werden konnte (Tab. 2.2), gibt es dennoch einige Hinweise darauf, dass Alken Bereiche mit sehr starkem Schiffsverkehr seltener zur Rast aufsuchen als weniger stark befahrene Bereiche (vgl. Abb. 2.9b und Abb. 2.14). Zudem ist durch Beobachtungen bekannt, dass Alken nicht gleichgültig auf sich nähernde Schiffe reagieren, sondern Stressreaktionen zeigen oder sich aktiv schwimmend oder tauchend vom Schiff entfernen. Durch all diese Reaktionen werden die Alken von einer ungestörten Nahrungssuche abgehalten.

Ein sehr stark konzentriertes Vorkommen der Alken befindet sich westlich zwischen den beiden VTG im Plangebiet mehrerer Windparks. Da der Schiffsverkehr durch den Bau der Parks zwischen den Häfen und diesem Gebiet zunehmen wird, muss damit gerechnet werden, dass dort die Alken nicht mehr ungestört rasten können. Auch durch die Windparks, die nördlich von Helgoland gebaut werden sollen, werden starke Auswirkungen erwartet, da sich rund um das Plangebiet Alken in hohen Dichten aufhalten. Im nördlichen Bereich der Deutschen Bucht kommen Alken ebenfalls konzentriert in Gebieten vor, die durch Windparks überplant sind. Auch hier muss durch den Verkehr zwischen den Windparks und den Häfen mit Störungen der Vögel gerechnet werden.

Die Hauptbauphase der Windenergieanlagen wird vermutlich jedoch nicht in den Wintermonaten stattfinden, sondern vielmehr im Frühjahr bis in den Spätsommer hinein. Zu dieser Zeit zeigen die Alken ein ganz anderes Verbreitungsmuster als im Winter: Sie halten sich nicht so flächig verbreitet in der Deutschen Bucht auf, sondern konzentrieren sich auf drei größere Gebiete (Abb. 2.16b): Um Helgoland herum, etwa 60 km westlich von Helgoland weit im Offshore-Bereich und im

Nordwesten der Deutschen Bucht. Es wird hier wiederum deutlich, dass Alken beispielsweise in den Trennzonen beider VTG mit höheren Abundanzen vorkommen als in den beiden Schifffahrtsrouten.

Besonders im Verbreitungsgebiet weit westlich von Helgoland muss mit starken Störungen gerechnet werden, wenn die Bau- und Wartungsschiffe die Konzentrationsbereiche der Alken regelmäßig passieren. Doch auch durch die drei Windparks im Nordwesten der Deutschen Bucht können negative Effekte auf das Nahrungssuch- und Rastverhalten der Alken hervorgerufen werden. Da vermutlich die Insel Helgoland zu einem wichtigen Hafen für Bauschiffe werden wird, muss damit gerechnet werden, dass sich um die Insel der Schiffsverkehr stark erhöht und somit für die um die Insel rastenden Brutvögel eine starke Störung bedeutet.

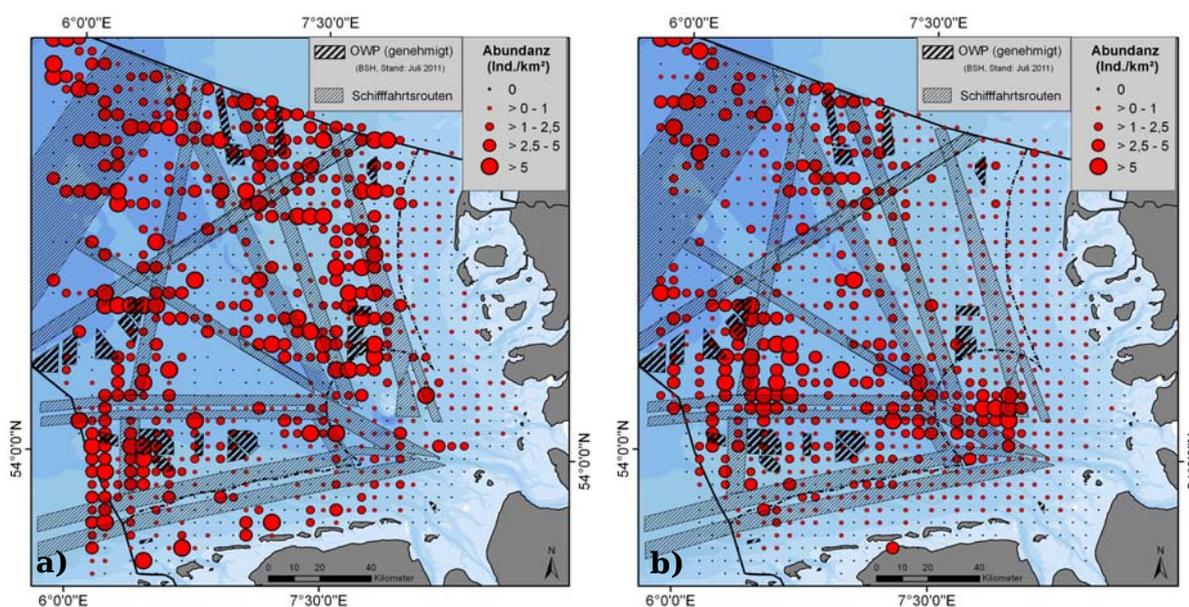


Abbildung 2.16. Verbreitung der Alken in der Deutschen Bucht a) im Winter und b) im Zeitraum vom 1.3.–30.9., basierend auf Flugsurveys der Jahre 2002–2010 sowie die Lage der bereits genehmigten Offshore-Windparks (BSH, Stand: Juli 2011) und der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (BSH 2009).

Störanfällige Arten unter Berücksichtigung ihrer Sensibilität gegenüber Schiffsverkehr

Die Kombination der Verbreitungsdaten von den neun gegenüber Schiffsverkehr empfindlichsten Arten mit ihren spezifischen TDI-Werten nach Camphuysen et al. (1999) ergab, dass das ganze Jahr über die höchsten Sensitivitätswerte in den Küstengewässern erreicht werden (Abb. 2.17). Diese sehr hohen Sensitivitätswerte bedeuten, dass dort hohe Abundanzen der empfindlichsten Arten vorkommen. Bereiche mit geringen Sensitivitätswerten gelten zunächst als nicht sensibel, da sich dort nur wenige störempfindliche Vögel aufhalten.

Im Frühjahr finden sich geringe Sensitivitätswerte im Bereich des VTG „Terschelling German Bight“, da sich störempfindliche Arten in diesem intensiv befahrenen Gebiet nur (noch) selten aufhalten. Ebenso finden sich geringe Sensitivitätswerte östlich von Helgoland, in dem Bereich, wo regelmäßig die Fährschiffe verkehren sowie in dem Bereich um die geplanten nordwestlichsten Windparks in der Deutschen Bucht. Auffällig ist zudem, dass im Bereich der östlichsten, nach Nordwesten verlaufenden Schiffsroute mehrere geringe Sensitivitätswerte von hohen Sensitivitätswerten umgeben sind. Daraus lässt sich schließen, dass es sich nicht um eine natürliche Verteilungssituation handelt, sondern dass die störempfindlichen Vögel vielmehr den Bereich dieser Schiffsroute meiden. Eine Intensivierung des Verkehrs auf dieser Route würde weniger Vögel beeinträchtigen, als wenn der Verkehr dieser Route weiter nach Westen oder Osten verlegt werden würde. Auch wenn die Plangebiete für Windparks nördlich von Helgoland und nordwestlich vor Sylt in Bereichen mit geringen und mittleren Sensitivitätswerten liegen und somit dort eine geringere Auswirkung auf die sensiblen Seevogelarten erwartet werden könnte, muss bedacht werden, dass die Sensitivitätswerte in angrenzenden Gebieten deutlich höher sind. Schiffe, die zum Bau der Windparks benötigt werden, müssten also Gebiete mit hohen und sehr hohen Sensitivitätswerten passieren. Auch in den westlichsten geplanten Offshore-Windparks zwischen den beiden VTG muss mit starken Beeinträchtigungen und möglicherweise großräumigen Verlagerungen gerechnet werden, denn für die Vögel steht bald in der näheren Umgebung kein ungestörtes Rastgebiet (mehr) zur Verfügung.

In den Sommermonaten lässt sich eine klare geografische Trennung von zwei Bereichen mit sehr hohen Sensitivitätswerten erkennen: In den küstennahen Bereichen, aber auch im Offshore-Bereich am Rande der Deutschen Bucht, kommen störanfällige Arten in hohen Abundanzen vor. Im Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ wurden geringere Sensitivitätswerte errechnet als in den angrenzenden Bereichen, was auf eine Meidung der Schifffahrtsroute hindeutet. Die stärksten Störungen durch die Bau- und Wartungsarbeiten der Windparks werden im Offshore-Bereich (ganz im Westen der Deutschen Bucht) auf der Höhe von Eiderstedt erwartet.

Eine Meidung des VTG „Terschelling German Bight“ ist im Herbst nicht so deutlich erkennbar wie im Frühjahr und Sommer. Im Winter gibt es in diesem Bereich nur wenig Kartieraufwand, so dass darüber keine Aussagen getroffen werden können. Allerdings zeigt sich zu beiden Jahreszeiten, dass auch die östlichste nach Nordwest führende Schiffsroute von den empfindlichen Arten gemieden wird. Im Bereich der Windparks zwischen den beiden VTG halten sich im Herbst und Winter mehr störempfindliche Arten auf als im Frühjahr und im Sommer (beachtet werden muss dabei die unterschiedliche Legendeneinteilung der SVS-Werte). Der zunehmende Schiffsverkehr könnte hier zu Scheueffekten

und damit zu einer großräumigen Verteilung der Vögel führen, da sie in der näheren Umgebung keine ruhigeren Rückzugsbereiche vorfinden.

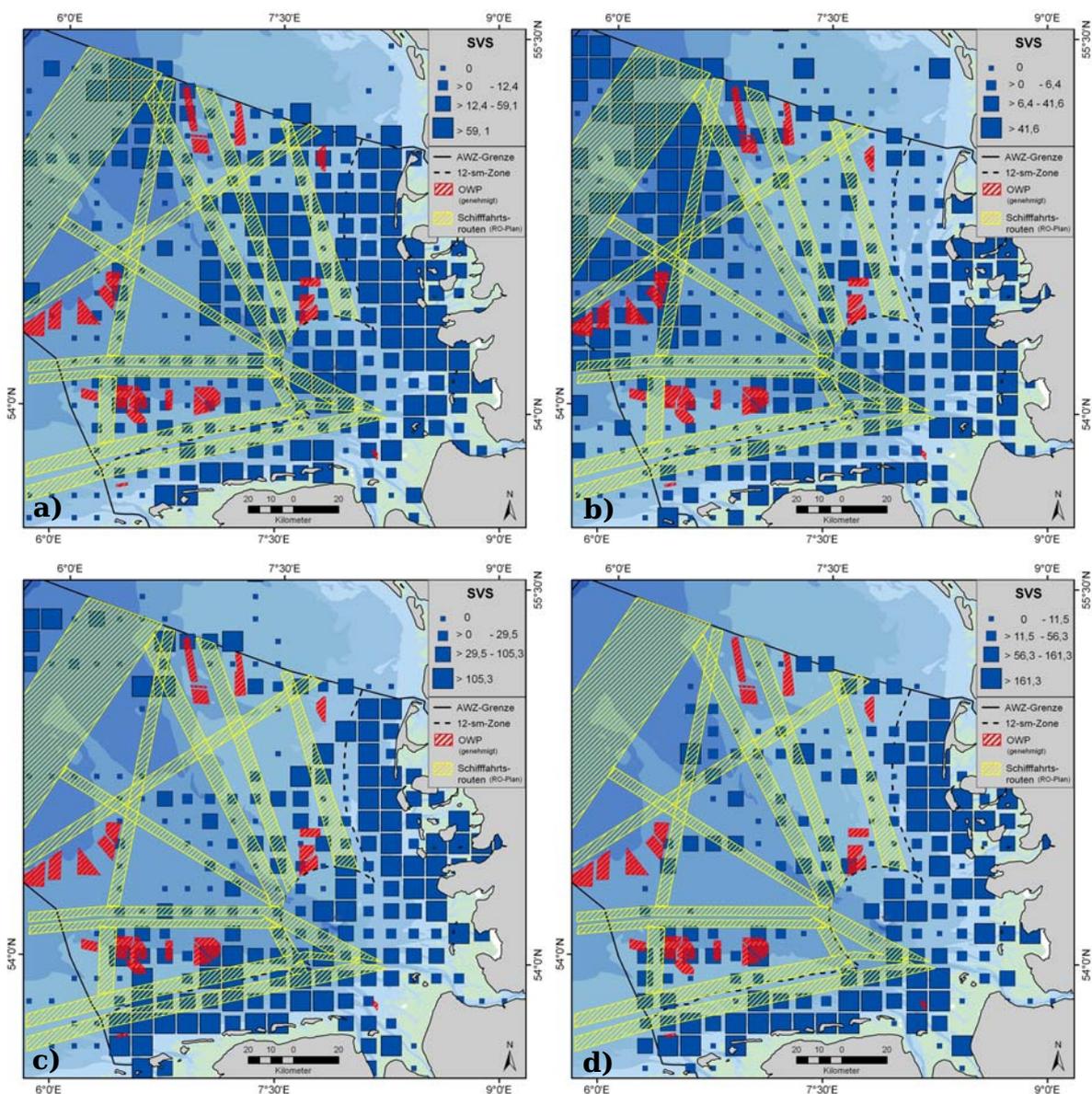


Abbildung 2.17. Räumliche Verteilung des Schiffsverkehrs-Sensitivitätsindex (SVS) der neun störempfindlichsten Arten, verändert nach Camphuysen et al. (1999) im a) Frühjahr, b) Sommer, c) Herbst und d) Winter. Die Verschneidung mit genehmigten Windparks und den Vorrang- und Vorbehaltsgebieten für die Schifffahrt dient zur Abschätzung des zukünftigen Störpotentials.

2.4. Diskussion und Schlussfolgerungen

2.4.1. Eignung der verwendeten Daten

Da die Nutzungen auf dem Meer auch in den nächsten Jahren weiter zunehmen werden, wurde ein Raumordnungsplan (BSH 2009) erstellt, der mögliche Konflikte des Flächenanspruchs der einzelnen Nutzungen regeln und u. a. dafür sorgen soll, dass die Freiheit und Sicherheit der Schifffahrt auf den Meeren gewährleistet ist. Zwar ist Schifffahrt überall in der Deutschen Bucht erlaubt, jedoch wird zur Kollisionsvermeidung in bestimmten Bereichen auf die Benutzung der VTG verwiesen. Im Raumordnungsplan werden zudem Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt definiert, die von Bebauung durch Windparks oder Abbau von Sand und Kies freigehalten werden sollen, um auch dort Kollisionen zu vermeiden. Das bedeutet, dass sich durch den Bau der Windparks der Verkehr in Zukunft noch stärker in den Routen der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete bündeln und sich somit dort das Verkehrsaufkommen erhöhen wird. Die derzeit am stärksten befahrene Schifffahrtsroute in der Deutschen Bucht ist das VTG „Terschelling German Bight“ mit etwa 30.000–35.000 Schiffen pro Jahr (z. B. BSH 2009, Germanischer Lloyd 2010).

In der vorliegenden Studie wurden zwei verschiedene Datenquellen zur Darstellung und zur Quantifizierung des Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht herangezogen. Die verwendete Abbildung der Schiffsbewegungen auf Basis von AIS-Daten (Abb. 2.4, Oltmann & Herrlich 2009) zeigt die Schiffsbewegungen schematisiert als Linien an, so dass es zu einer Bündelung der Linien in Bereichen mit starkem Schiffsverkehr kommt. Durch die Konzentration der Linien können intensiv befahrene von weniger stark befahrenen Routen unterschieden werden. Die AIS-Daten geben allerdings nur die Verkehrsbewegungen von größeren Schiffen wieder, da bislang nur Schiffe ab einer Länge von 20 m bzw. von 300 BRZ bzw. 500 BRZ dazu verpflichtet sind, ihre Position an das Überwachungssystem zu senden (Oltmann & Herrlich 2009). Ein Nachteil dieser Daten ist, dass die eher küstennah fahrenden, kleineren Schiffe durch AIS nicht erfasst werden. Dieser, meist durch Fischerei und Freizeitschiffe hervorgerufene Verkehr, wird jedoch durch die während der Seevogelerfassungen kartierten Schiffe berücksichtigt (s. Kapitel 1.3.2). Auch wenn während der einzelnen Seevogelkartierungen an einem Tag nur ein kleiner Teil der Deutschen Bucht befliegen werden kann und es sich daher nur um einen Schnappschuss zum Zeitpunkt der Zählung handelt, wurden in den letzten 10 Jahren aus dem Flugzeug heraus an 117 Tagen insgesamt 3161 Schiffe auf rund 126.200 km Strecke kartiert. Da die genaue Erfassung der Seevögel immer Vorrang hat und daher bei sehr hohen Vogelkonzentrationen unter Umständen

nicht alle Schiffe notiert werden können, geben die hier dargestellten kartierten Schiffe daher einen Minimalwert der tatsächlich vorkommenden Schiffe an. Jedoch bilden diese Daten trotzdem gut die durch AIS-Daten dargestellten Hauptschifffahrtrouten ab. So ist beispielsweise eine deutliche Bündelung der kartierten Schiffe in den beiden Einbahnwegen des VTG „Terschelling German Bight“ zu erkennen, während die Trennzone weniger stark frequentiert wird. Die Daten der kartierten Schiffe bieten somit den Vorteil auch den küstennahen Verkehr zu erfassen und darüber hinaus Aussagen über die Abundanzen der Schiffe treffen zu können. Zusätzlich konnte durch deren Darstellung gezeigt werden, dass sich während und nach dem Bau des Windparks „Alpha Ventus“ das Verkehrsaufkommen im Bereich zwischen den beiden Verkehrstrennungsgebieten verstärkt hat. Diese Information liefert wichtige Hinweise darauf, wie sich der Schiffsverkehr zukünftig durch den Bau der vielen weiteren geplanten Windparks entwickeln könnte.

Zusammenfassend kann somit festgestellt werden, dass die Daten der während Seevogelerfassungen kartierten Schiffe ein sehr gutes Bild über die Verteilung und Intensität des Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht abgeben, auch wenn möglicherweise nicht immer alle Schiffe erfasst werden. Für eine grafische Darstellung des Verlaufs der Schifffahrtrouten dient dagegen eine Karte der generalisierten AIS-Daten besser. Besonders auf großräumiger Ebene können auf diese Weise Muster zwischen Vogelverbreitungen und Schifffahrtrouten aufgedeckt werden. Für eine möglichst genaue Darstellung des gesamten Schiffsverkehrs und für eine Abschätzung der Verkehrsintensitäten ist eine Kombination beider Datenquellen sinnvoll. Da die Anzahl der regelmäßig fahrenden Frachter, beispielsweise durch die wirtschaftliche Situation, beeinflusst wird, können die Intensitäten des Schiffsverkehrs größeren Schwankungen unterliegen (Boethling pers. Mitt.). Daher müssen die Daten regelmäßig aktualisiert und für die Betrachtung in kürzere Zeitintervalle unterteilt werden, um sie an die jahreszeitliche Variabilität der Verbreitungsmuster der Seevögel anzupassen.

2.4.2. Bewertung der Auswirkungen des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern und Alken

Im Folgenden werden die Ergebnisse der drei oben angewendeten Methoden (Kapitel 2.3.2) getrennt für Seetaucher und Alken diskutiert. Bei der Interpretation der Auswirkungen des Schiffsverkehrs auf die Verteilung der Vögel muss berücksichtigt werden, dass es sich bei der Nutzung Schiffsverkehr

um eine seit sehr vielen Jahren bestehende Nutzung handelt, an die sich die Seevögel in ihrer Verbreitung und ihrem Verhalten bereits anpassen mussten.

Seetaucher

Die Verschneidung der modellierten Seetaucher-Hotspots mit der Karte der AIS-Schiffsrouten verdeutlichte, dass Seetaucher den Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ meiden: Ihre Abundanzen innerhalb der Einbahnwege waren niedriger als in der Trennzone bzw. im Bereich südlich des VTG. Dies deutet ebenso auf eine Meidung viel befahrener Routen hin, wie es auch innerhalb des Verbreitungsschwerpunkts ca. 50 km westlich von Amrum erkennbar ist: Dort halten sich Seetaucher ebenfalls genau zwischen zwei als Vorranggebiet für Schiffsverkehr definierten Bereichen auf (vgl. Mendel et al. 2009). Auch die statistische Überprüfung, unter Berücksichtigung aller kartierten Schiffe und Schiffstypen ergab, dass Seetaucher Bereiche mit regelmäßig hohem Verkehrsaufkommen meiden: Die Seetaucher-Abundanzen nahmen mit steigender Schiffsabundanz linear ab, nur in Bereichen mit vereinzelt bzw. keinen Schiffen überstiegen die Vogelabundanzen den modellierten, auf null skalierten Mittelwert, so dass von einer Bevorzugung dieser ungestörten Bereiche gesprochen werden kann. Das angewendete Modell, mit dem auch für die Wassertiefe ein signifikanter Einfluss nachgewiesen werden konnte, erklärte rund 17 % der Varianz der Seetaucher-Verteilung. Dies macht deutlich, dass noch mehr Habitatfaktoren einen wichtigen Einfluss auf die Verteilungsmuster ausüben müssten, die in dieser Studie jedoch nicht berücksichtigt worden sind. Welchen Einfluss beispielsweise verschiedene Wassermassen und Umweltfaktoren auf die Verbreitung von Seetauchern nehmen können, wurde u. a. von Skov & Prins (2001) und Markones et al. (2009) untersucht. Seetaucher bevorzugen demnach die küstennahen Wassermassen, die durch das Elbeursprungstal beeinflusst werden (Skov & Prins 2001). In der Deutschen Bucht wirken sich zudem die einzelnen Faktoren Meeresoberflächentemperatur, Sichttiefe, Chlorophyll-a-Gehalt, Wassertiefe, Sediment und tendenziell der Gelbstoffgehalt auf die Verteilung der Seetaucher aus. Zusammen erklären diese Faktoren bereits 29 % der Gesamtvarianz der Verteilungsdaten (Markones et al. 2009). Das zeigt, dass auch in diesem Modell noch nicht alle Faktoren gefunden wurden, die zu einer besseren Erklärung der Verteilung der Seetaucher beitragen. Garthe et al. (2009) zeigten beispielsweise, dass auch meteorologische Faktoren einen wichtigen Einfluss auf die Verteilung von Seevögeln haben können. Da die vorliegende Studie zeigen konnte, dass darüber hinaus auch menschliche Aktivitäten, wie Schiffsverkehr, die Verbreitung von Seevögeln beeinflussen, müssten in zukünftigen Studien Umweltparameter mit Informationen zu menschlichen Nutzungen kombiniert werden. Bei einem Versuch ein solches Verfahren in meiner Studie zu entwickeln, zeigten jedoch

bereits die Voruntersuchungen, dass es nötig ist Kompromisse in der Genauigkeit der Daten einzugehen: Markones et al. (2009) untersuchten den Einfluss verschiedener dynamischer und konstanter Umweltparameter am Beispiel einzelner Flugtage im April 2006 und verwendeten dazu räumlich und zeitlich hochaufgelöste Umweltdaten. Dieses Modell sollte durch den Faktor „Schiffsverkehr“ ergänzt werden, jedoch zeigte sich, dass es sich bei den pro Tag kartierten Schiffen um eine zu geringe Datenmenge handelte. Eine Habitatmodellierung mit dynamischen Umweltparametern, wie Nährstoffgehalt oder Oberflächentemperatur, kann somit nicht durch Abundanzen des Schiffsverkehrs ergänzt werden. Daher müsste für zukünftige Verfahren ein Modell entworfen werden, das sowohl Habitatparameter als auch Informationen über den Schiffsverkehr so präzise wie möglich berücksichtigen kann.

Um die Bedeutung der herrschenden Umweltfaktoren zu reduzieren, wurde eine Analyse in einem kleinräumigen Gebiet durchgeführt. Ausgewählt wurde der Bereich um das VTG „Terschelling German Bight“, da es als eine ökologische Einheit betrachtet werden kann. Dieser Bereich gilt zudem als eines der Hauptverbreitungsgebiete von Seetauchern in der Deutschen Bucht. Auf Grundlage der kartierten Schiffe zeigte sich, dass nicht nur in den beiden Einbahnwegen, sondern auch im südlichsten Referenzgebiet mehr Schiffe verkehrten als in den übrigen Referenzgebieten. In der Trennzone zwischen den beiden Einbahnwegen wurden allerdings mit Abstand die wenigsten Schiffe gezählt. Diese Tatsache muss bei der Interpretation der Ergebnisse ebenso berücksichtigt werden, wie auch die Vorgabe der Kollisionsverhütungsregeln (KVR, Regel 10), dass sich die Schiffe beim Befahren der Einbahnwege möglichst weit von den Grenzen entfernt halten sollen. Vermutlich werden daher die Ränder der Einbahnwege weniger stark befahren werden als deren Mitte. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, wurde die Breite des Verkehrstrennungsgebietes für die Berechnungen angepasst und ein wenig verschmälert. Die Ergebnisse dieser Analyse ergaben, dass die Einbahnwege durch Seetaucher deutlich gemieden wurden, während die Tiere die Trennzone bevorzugt aufsuchten. Auch Schwemmer et al. (2011) stellten durch den Selektivitätsindex nach Jacobs (1974) fest, dass sich Seetaucher deutlich seltener in den Einbahnwegen aufhielten als in den übrigen Bereichen. Die Autoren untersuchten dabei allerdings lediglich drei Flugtage und berücksichtigten methodisch bedingt nicht die Variabilität der Daten innerhalb eines Flugtages. Durch die vorliegende Studie, in der zehn Flugtage einbezogen wurden, konnte jedoch das bereits durch Schwemmer et al. (2011) beschriebene Meideverhalten der Seetaucher bestätigt und folgende Aussage untermauert werden: Seetaucher werden durch intensiven Schiffsverkehr gestört und verlagern daraufhin ihre Verbreitungsschwerpunkte. Dieses Ergebnis spricht gegen einen Gewöhnungseffekt, so dass die Vermutung bestätigt wird, dass kontinuierliche

Störungen durch Schiffsverkehr zu Lebensraumverlusten führen (Hüppop et al. 1994). Während durch Kaiser et al. (2006) für Trauerenten gezeigt wurde, dass sich die Vögel vermehrt außerhalb von stark befahrenen Bereichen aufhalten, gehen Schwemmer et al. (2011) aufgrund von Fluchtdistanzmessungen an Meeresenten davon aus, dass es unter Umständen bei ihnen doch zu einer Gewöhnung an starken Schiffsverkehr kommen könnte. Die Autoren vermuten, dass Störungen durch Schiffe in Bereichen mit sehr guten Nahrungsbedingungen besser akzeptiert werden kann, da dort für die Vögel eine Kompensation der Energieverluste einfacher ist. Des Weiteren nehmen sie an, dass sich Vögel an einen eher ungerichteten und unvorhersehbaren Schiffsverkehr, z. B. außerhalb der Verkehrstrennungsgebiete, nur schlecht gewöhnen können.

Es gibt bislang jedoch noch keine detaillierten Studien, die den Störeffekt verschiedener Schiffstypen untersuchten. Doch wird vermutet, dass größere und schnellere Schiffe einen stärkeren Einfluss haben als kleine, langsame Schiffe wie beispielsweise Segelboote (Seys 2001). Gleichfalls wird vermutet, dass sich Vögel eher an die großen, kontinuierlich innerhalb bestimmter Routen fahrenden Schiffe gewöhnen können als an Schiffe, die, wie Segelboote oder Fischkutter, sehr häufig ihre Richtung ändern und somit nicht vorhersehbar sind (Schwemmer et al. 2011). In die zweite hier durchgeführte Analyse, auf Basis der kartierten Schiffe, flossen neben den Frachtschiffen auch die zahlenmäßig häufigeren, kleineren Schiffe wie Fischereifahrzeuge und Freizeitschiffe ein. Da die Abundanz der Seetaucher mit steigender Schiffsabundanz linear abnahm, wird vermutet, dass nicht nur der permanente Transitverkehr auf den VTG störend auf Seetaucher wirkt, sondern dass auch die vielen kleineren Schiffe, beispielsweise vor den Nordfriesischen Inseln, die Verbreitung der Seetaucher negativ beeinflussen.

Die Meidung solcher stark befahrenen Bereiche kann möglicherweise durch eine Art Lerneffekt hervorgerufen werden. Eventuell durch Erfahrung meiden die Vögel die stark befahrenen Bereiche und lassen sich dort vermutlich nicht mehr nieder. Möglicherweise wirkt sich aber auch der permanente Schiffsverkehr auf die Verteilung der Beutefischarten aus. Denn durch verschiedene Studien ist bekannt, dass der Lärm von sich nähernden Schiffen zu Ausweichbewegungen von Hering und Dorsch führen kann (Vabø et al. 2002, Handegard et al. 2003). So könnte u. U. das Nahrungsangebot für die Seevögel in den viel befahrenen Bereichen geringer sein als in den umliegenden Bereichen. Bislang gibt es allerdings noch keine Studien, die diese Vermutung untermauern.

Alken

Die Modellierung der Alkenverbreitung im Winter zeigte innerhalb der Deutschen Bucht vier Konzentrationsbereiche mit mehr als 4 Ind./km². Einer dieser Bereiche befindet sich westlich von Amrum, wo sich die Alken zwischen

zwei Verkehrsrouten konzentrieren. Auch westlich in der Deutschen Bucht liegt ein Verbreitungsschwerpunkt zwischen den beiden VTG „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“. Dass stark befahrene Routen von Alken seltener aufgesucht werden, wird zusätzlich dadurch untermauert, dass das Abundanzlevel von 0,5 Ind./km² einen Teil des VTG „Terschelling German Bight“ ausschließt. Die statistische Analyse der Auswirkungen der kartierten Schiffe auf die Verteilung der Alken konnte dagegen keine Effekte durch Schiffe nachweisen. Lediglich die Wassertiefe zeigte ein signifikantes Ergebnis. Die erklärte Varianz von 3,4 % macht jedoch deutlich, dass dieses Modell in dem großräumigen Untersuchungsgebiet nicht annähernd die Verbreitung der Alken erklären kann. Zudem muss berücksichtigt werden, dass sich die meisten der kartierten Schiffe vor der schleswig-holsteinischen Küste befanden und somit außerhalb des untersuchten Abundanzbereiches von 0,5 Ind./km². Das vorliegende Modell zeigt, dass die Alken Wassertiefenbereiche um 25 m präferieren. Dieses wird auch durch die Analyse in dem kleinräumigen Untersuchungsgebiet im Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ bestätigt: Alken halten sich nur selten und in geringen Abundanzen in den beiden flacheren, südlichen Bändern auf. Daher müssen bei der Interpretation der Ergebnisse die Bänder 3-7 stärker berücksichtigt werden, da sich diese innerhalb des Tiefenoptimums der Alken befinden. In beiden Einbahnwegen (Band 3 & 5) halten sich Alken nur mit geringen Abundanzen auf, die Trennzone (Band 4) und die beiden nördlichen Referenzgebieten werden dagegen signifikant stärker frequentiert.

Die zusammengestellten Ergebnisse dieser drei Auswertungen machen deutlich, dass Alken zwar auch in Bereichen mit Schiffsverkehr vorkommen, aber Gebiete mit weniger Verkehr deutlich bevorzugen. Unter Berücksichtigung der Studie von Güpner et al. (unveröff. Daten), die den Einfluss von hydrografischen Parametern auf die Verbreitung von Trottellummen im Sommer untersucht, kann vermutet werden, dass der Schiffsverkehr die großräumige Verbreitung der Alken mit beeinflusst. Auch auf kleinräumiger Ebene können sich nicht nur Schwankungen der Umweltparameter auf die Verteilungsmuster auswirken, sondern auch Änderungen der Schiffsintensität. Jedoch kann durch die hier vorliegende Studie nicht geklärt werden, warum Alken im Winter den mittleren Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ meiden, während sie dort im Frühjahr vermehrt vorkommen. Im Winter (besonders im November und Dezember) benötigen Alken sehr viel höhere energetische Kosten für die Thermoregulation als im Frühjahr. Dies wird hauptsächlich durch die niedrige Lufttemperatur und die vermehrten Winterstürme, aber auch durch das kältere Wasser erklärt (Sonntag 2001, Fort et al. 2009). Daher wäre es für Alken besonders in dieser Zeit sehr wichtig der permanenten Störung durch Schiffsverkehr zu entgehen, um ihren zusätzlichen Energieverbrauch zu

minimieren. Möglicherweise hängt die Verlagerung der Frühjahrs- und Winterverbreitung aber auch mit dem Vorkommen der Beutefische zusammen, denn Skov et al. (2000) konnten zeigen, dass gerade in den Wintermonaten die Verteilung von Trottellummen und Tordalken stark durch das Vorkommen von pelagischen Schwarmfischen beeinflusst wird. Daraus lassen sich zwei Vermutungen ableiten: Zum einen könnten Alken im Winter ihren Beutefischen folgen und daher nur mit geringen Anzahlen im VTG vorkommen. Zum anderen könnten aber auch die Nahrungsbedingungen im Frühjahr im Bereich des VTG deutlich besser sein als im Winter, so dass die Alken, wie von Schwemmer et al. (2011) vermutet, den Energieverlust durch Störungen besser ausgleichen können.

Auch wenn durch zwei der drei angewendeten Methoden gezeigt werden konnte, dass Alken häufiger außerhalb von Schifffahrtsrouten vorkommen, erbrachte die Analyse unter Berücksichtigung der kartierten Schiffe keinen statistischen Zusammenhang. Eine Begründung dafür könnten möglicherweise die Reaktionen der Alken auf sich nähernde Schiffe sein. Anders als Seetaucher reagieren sie nicht sehr häufig mit einer weiträumigen Flucht durch Auffliegen. In der Nähe von Schiffen zeigen sie zwar vermehrt unterschiedliche Stress- und Verlegenheitsreaktionen, tauchen aber gar nicht oder erst in unmittelbarer Nähe zu einem Schiff ab (eigene Beobachtungen). Auch Bellefleur et al. (2009) wiesen für Marmelalken (*Brachyramphus marmoratus*) nach, dass die Vögel, die vor sich nähernden Schiffen flüchten, signifikant häufiger abtauchen als auffliegen (30,8 % bzw. 11,7 %). 58,1 % der Marmelalken zeigten zwar keine Fluchtreaktion, allerdings wurde bei ihnen erhöhte Wachsamkeit beobachtet. Dabei wurde nicht unterschieden, ob die Vögel Stressreaktionen zeigten oder sich schwimmend vom Schiff entfernten. Aufgrund der erhöhten Wachsamkeit verlieren Marmelalken daher Zeit für die effektive Nahrungssuche. Auch für Seetaucher und Trauerenten wurde nachgewiesen, dass sie, oft schon bevor sie vor einem sich nähernden Schiff auffliegen, ihre Nahrungssuche unterbrechen (Seys 2001). Für die Nordsee sind bislang keine genaueren Studien über das Fluchtverhalten von Alken bekannt. Für Gryllteisten (*Cepphus grylle*) wurde jedoch in der Bay of Fundy (Kanada) nachgewiesen, dass die dortigen Brutvögel in einer Entfernung von 260 m zu sich nähernden Schiffen auffliegen (Ronconi & St. Clair 2002). Marmelalken zeigten dagegen die ersten Reaktionen in Entfernungen von 80 m zum Schiff (Bellefleur et al. 2009). Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die in der vorliegenden Studie untersuchten Alken vermutlich durch ihr Verhalten oft in der Nähe der kartierten Schiffe erfasst wurden, was dazu geführt haben könnte, dass kein statistischer Zusammenhang der Alken- und Schiffsabundanzen auf Basis eines 5x5-km-Rasters nachgewiesen werden konnte. Sicher ist dennoch, dass sich die höchsten Konzentrationen von Alken außerhalb von Schifffahrtsrouten befinden. Es ist zudem bekannt, dass die Alken durch

Verlegenheitsreaktionen und Warnstellungen Zeit für ihre natürlichen Verhaltensweisen, wie Gefiederpflege oder Nahrungssuche, verlieren. Somit kann sich intensiver Schiffsverkehr, wenn auch nicht offensichtlich durch Scheuchwirkung, so doch negativ auf das Verhalten der Tiere auswirken.

Unterschiedliches Fluchtverhalten von Seetauchern und Alken

Die hier dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass sich die Hauptkonzentrationen von Seetauchern und Alken meist nicht in den Bereichen mit dem intensivsten Schiffsverkehr befinden, auch wenn beide Artengruppen unterschiedlich auf sich nähernde Schiffe reagieren. Sowohl Alken als auch Seetaucher sind durch ihre sehr hohe „wing load“ (Körpermasse des Vogels im Verhältnis zur Fläche des Flügels, Details s. Fiedler 2005) beim Auffliegen von der Wasseroberfläche anderen Seevögel gegenüber im Nachteil, da sie einen langen Anlauf benötigen und nur langsam an Höhe gewinnen (Gaston 2004). Daher sind Fluchtreaktionen durch Auffliegen für beide Artengruppen nur unter mit hohem Energieaufwand möglich. Gerade deshalb stellt sich die Frage, warum Alken und Seetaucher mit so unterschiedlichem Fluchtverhalten auf sich nähernde Schiffe reagieren. In der Literatur finden sich dazu verschiedene Hinweise, die zusammen betrachtet auf eine Lösung dieser Frage hindeuten:

- Nach Pennycuik (1987) unterscheidet sich die „wing load“ von Trottellumme und Tordalk um ca. 30 % (Trottellumme: 174,6; Tordalk: 134,2; Kovacs & Meyers 2000). Thaxter et al. (2010) gehen davon aus, dass diese unterschiedlichen Werte für die Verhaltensunterschiede zwischen Trottellummen und Tordalken verantwortlich sind. Ihren Studien zufolge tauchen Trottellummen wegen ihrer höheren „wing load“ häufiger als Tordalken, welche öfter fliegend beobachtet wurden.
- In Kovacs & Meyers (2000) werden Werte für die „wing load“ verschiedener Arten aus unterschiedlichen Studien zusammengestellt. Nach dieser Zusammenstellung haben Trottellummen eine ähnlich hohe „wing load“ wie Prachtaucher. Da Sterntaucher deutlich kleiner sind als Prachtaucher, wird davon ausgegangen, dass der Sterntaucher die geringste „wing load“ aller Gavia-Arten besitzt (McIntyre 1994). Unter dieser Annahme ist die „wing load“ der Sterntaucher geringer als die der Trottellummen, was wiederum nach Thaxter et al. (2010) auf eine größere Flugbereitschaft der Seetaucher hindeutet.
- Es gibt Hinweise darauf, dass sich die „aspect ratio“ (Flügelspanne im Verhältnis zur Fläche des Flügels, Details s. Fiedler 2005) der Seetaucher und Alken unterscheidet. Einen hohen Wert findet man bei Vögeln mit langen, schmalen Flügeln (Fiedler 2005). Je höher die „aspect ratio“, desto geringer sind die Energiekosten des Fliegens. Nach Johnsgard (1987) und

Bellefleur et al. (2009) unterscheiden sich die Flügelformen von Seetauchern und Alken deutlich: da Seetaucher längere und schmalere Flügel besitzen, kann von einer höheren „aspect ratio“ für Seetaucher und somit von geringeren Energiekosten im Flug ausgegangen werden.

- Alken und Seetaucher unterscheiden sich außerdem deutlich in ihrem Tauchverhalten. Während sich Alken mit den Flügeln unter Wasser fortbewegen, benutzen Seetaucher die Füße als Antrieb. Da auch Lappentaucher und Kormorane auf diese Weise tauchen, gehen Lovvorn & Liggins (2002) davon aus, dass Arten, die nicht wie Alken nur in der Wassersäule nach Nahrung suchen, sondern auch in flacheren Süßgewässern mit Pflanzenbewuchs tauchen, durch die Flügel behindert werden könnten. Die Autoren zitieren verschiedene Studien, in denen nachgewiesen wurde, dass der Fuß-Antrieb einen viel höheren Energieaufwand erfordert als das Tauchen mit Hilfe der Flügel (Baudinette & Gill 1985, Schmid et al. 1995). Somit werden die Energiekosten des Tauchens für Alken geringer eingeschätzt als für Seetaucher.

Aus der Kombination dieser hier genannten Aspekte lässt sich ableiten, dass für Seetaucher die Energiekosten des Fliegens vermutlich geringer und die Kosten des Tauchens höher sind als für Alken. Dies könnte eine Erklärung dafür liefern, warum Alken vor sich nähernden Schiffen seltener auffliegen, sondern häufiger Fluchtreaktionen durch Abtauchen oder Wegschwimmen zeigen.

2.4.3. Eignung der angewendeten Methoden unter Berücksichtigung der Ergebnisse

Die erste durchgeführte Methode beruht auf der Kombination der modellierten, generalisierten Vogelabundanzen mit den schematisierten Schiffsrouten auf Basis von AIS-Daten. Die Modellierung von Vogelverbreitungsdaten unter Verwendung von GAMs ist inzwischen eine gängige Methode, um Hauptkonzentrationsbereiche zu identifizieren (Clarke et al. 2003, Ballance 2007). Der Vorteil gegenüber anderen Modellierungsverfahren besteht darin, dass GAMs auch mit nicht-normalverteilten Daten umgehen und durch Interpolation Zählücken ausgleichen können (Wood 2006). Durch diese Art der Modellierung werden zudem Einzelbeobachtungen nicht überbewertet, sondern Ausreißerwerte geglättet. Die Abundanzwerte, die aus verschiedenen Zeiträumen stammen können, werden als gemittelte Werte wiedergegeben und berücksichtigen dabei ebenfalls die Variabilität der Daten. Die modellierten Abundanzbereiche können klar voneinander abgegrenzt werden, wobei beachtet

werden muss, dass es sich wegen des Interpolationsverfahrens nicht um eine punktgenaue Abbildung der Verbreitungsdaten der Vögel handelt. Die auf diese Weise identifizierten Verbreitungs-Hotspots können in weiteren methodischen Verfahren Anwendung finden: Beispielsweise um Abgrenzungen für Schutzgebiete vorzuschlagen (Garthe et al. 2011b) oder aber, wie in dieser Studie, um Vogeldaten mit räumlichen Informationen zur Lage von Schifffahrtsrouten zu verschneiden. Die grafisch dargestellten generalisierten AIS-Daten verdeutlichen dabei sowohl die durch Schiffe befahrenen Bereiche der Deutschen Bucht als auch die Nutzungsintensität. Auch wenn es sich hierbei nicht um eine genaue quantitative Beschreibung handelt, so reichen die Informationen dennoch für eine Abgrenzung von viel und wenig befahrenen Schifffahrtsstrecken aus. Die Verschneidung der beiden generalisierten räumlichen Informationen - Vogelabundanz und Schiffsverkehr - gibt daher einen guten Überblick darüber, inwieweit die Hauptkonzentrationsbereiche der Seetaucher bzw. Alken innerhalb der Hauptschifffahrtsrouten liegen oder ob die Vögel viel befahrene Strecken eher meiden. Bei einer Darstellung der Verbreitungsmuster mittels einer Rasterkarte werden die Daten umso punktgenauer abgebildet, je kleiner das gewählte Raster ist. Kleine lokale Konzentrationen könnten dabei unter Umständen überbewertet werden. Außerdem würde dies auf Seiten der Vogeldaten zu einer Genauigkeit führen, die möglicherweise durch die AIS-Karte nicht bedient werden könnte. Auch wenn diese deskriptive Methode einen guten Überblick bietet, können jedoch keine statistisch abgesicherten Aussagen getroffen werden. Zudem werden durch AIS nur Schiffe >20 m erfasst, obwohl sehr viel mehr Schiffsbewegungen in küstennahen Regionen der Deutschen Bucht stattfinden (s. oben). Da vermutlich auch die nicht durch AIS erfassten Schiffe einen negativen Einfluss auf die Vogelverbreitungen haben, ist es unerlässlich, auch diese Daten in die Auswertung mit einzubeziehen.

Um nun beide genannten Probleme zu berücksichtigen, wurde eine weitere Auswertungsmethode getestet, mit der die statistischen Zusammenhänge zwischen Vogelverbreitung und dem Schiffsvorkommen jeglicher Schiffstypen untersucht werden sollte: Die Vogel- und Schiffsabundanzen wurden dazu auf Rasterbasis verschnitten. Der Nachteil dieser Methode ist, dass nicht die unmittelbare Interaktion der zeitgleich vorkommenden Vögel und Schiffe untersucht werden kann. Denn um eine genügend große Stichprobe zu erzeugen, mussten die Daten über mehrere Jahre gemittelt werden. Nur Auswertungen auf Basis von einzelnen Flugtagen könnten jedoch die unmittelbare Reaktion der Vögel auf Schiffe erfassen. Voruntersuchungen zeigten allerdings, dass für eine derartige Auswertung die Datengrundlage nicht ausreichend war. Auf Basis einzelner Flugtage lagen zu wenige Daten von Schiffen und Vögel vor. Die hier dargestellten Ergebnisse können daher lediglich zeigen, in welchen Rasterzellen

des Untersuchungsgebietes es zu einer Bündelung von Schiffsverkehr kam und in welcher Konzentration sich dort Seetaucher bzw. Alken befanden. Da bekannt ist, dass die Verteilung von Seevögeln auf dem Meer von verschiedenen Habitatparametern beeinflusst wird (Garthe et al. 2009, Markones et al. 2009), wurde nicht die gesamte Deutsche Bucht als Untersuchungsgebiet ausgewählt. Es wurden nur die Gebiete einbezogen, die aufgrund ihrer derzeitigen Verbreitung als geeignete Habitate für Seetaucher und Alken angesehen werden können. Da diese Bereiche über die vorher modellierten Abundanzwerte ermittelt wurden (Seetaucher 0,2 Ind./km² und Alken 0,5 Ind./km²), konnte gewährleistet werden, dass Gebiete mit ungünstigen Habitatbedingungen für Alken und Seetaucher bereits ausgeschlossen wurden. Weitere Abundanzlevel mit höheren Vogelkonzentrationen konnten allerdings nicht untersucht werden, da die Datenlage der kartierten Schiffe zu gering war. Während der Auswertung zeigte sich, dass die meisten der im Winter kartierten Schiffe außerhalb des Untersuchungsgebietes der Alken lagen. Durch das angewendete Modell konnte daher nicht abschließend geklärt werden, ob die Meidung bestimmter Gebiete durch das Vorkommen der Schiffe oder durch die dort herrschenden Umweltbedingungen hervorgerufen wurde. Die Analyse des Einflusses der Wassertiefen als ein konstanter Habitatparameter lässt für Alken jedoch die Vermutung zu, dass die küstennahen Bereiche vor Schleswig-Holstein aufgrund zu geringer Wassertiefen gemieden werden. Eine detaillierte Habitatanalyse konnte an dieser Stelle jedoch nicht durchgeführt werden, da die hier verwendeten, gemittelten Verbreitungsdaten aus mehreren Jahren stammten und die herrschenden Umweltparameter im Meer zwischen den Jahren hoch variabel sind. Es ist daher unerlässlich, eine Methode zu entwickeln, die sowohl Umweltparameter als auch Informationen zum Schiffsverkehr berücksichtigen kann.

Um das Defizit einer nicht durchführbaren Habitatmodellierung auszugleichen, wurde, wie erwähnt, das kleinräumige Untersuchungsgebiet im Bereich des VTG „Terschelling German Bight“ gewählt. Da sich der östliche Teil dieses Gebietes außerhalb des geeigneten Habitats der Alken befindet, wurde in einer Voruntersuchung geprüft, ob die Stichprobenmenge im Winter trotzdem groß genug war: An den acht Flugtagen wurden im Mittel 163,3 Alken erfasst (Min: 39 Ind., Max: 315 Ind.), so dass die Verteilungsmuster sowohl für Seetaucher als auch Alken statistisch analysiert werden konnten. Die Vogelabundanzen innerhalb der sieben verschiedenen Bänder wurden, unabhängig von dem tatsächlich herrschenden Schiffsverkehr, verglichen. Als Hintergrundinformation wurden jedoch mittels der kartierten Schiffe die tatsächlichen Intensitäten des Schiffsverkehrs innerhalb der einzelnen Bänder berechnet. Bei dieser durchgeführten Methode wurden die Variabilität zwischen den einzelnen Flugtagen sowie mögliche Unterschiede im Ost-West-Gradienten berücksichtigt, da aufgrund der Rasterung für jedes Untersuchungsband viele Abundanzwerte

einbezogen wurden. Die Boxplot-Darstellungen lieferten zudem Informationen zu Ausreißerwerten, die bei der statistischen Überprüfung mittels GLM berücksichtigt wurden. Da nicht nur ein Mittelwert pro Band in die Analyse einging, kann diese Methode als eine Erweiterung des durch Schwemmer et al. (2011) verwendeten Selektivitätsindex nach Jacobs (1974) angesehen werden. Die Ergebnisse für Alken verdeutlichten jedoch, dass auch in einem solch kleinen Untersuchungsgebiet, das als ökologische Einheit betrachtet wurde, Effekte von Umweltfaktoren, wie der Wassertiefe, nicht gänzlich ausgeschlossen werden können.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die großräumige Verschneidung von AIS-Daten und Vogelverbreitungen eine geeignete Methode ist, um zu untersuchen, ob intensiv befahrene Schifffahrtsrouten von Seevögeln gemieden werden. Die Analyse auf Basis eines 5x5 km-Rasters machte zudem deutlich, dass Seetaucher auch Bereiche abseits der Hauptverkehrsrouten meiden, in denen sich kleinere Schiffe konzentrierten, die nicht durch AIS erfasst wurden. Für Alken konnte dieser Effekt nicht nachgewiesen werden. Allerdings war das hier angewendete Modell auch nicht ausreichend, um die Verbreitung der Alken erklären zu können. Daraus wurde deutlich, dass weitere Habitatparameter existieren müssen, die die Verteilung der Vögel auf See beeinflussen. Es wäre daher nötig, detaillierte Habitatparameter sowie Daten zum Schiffsverkehr in die Modelle einzubeziehen, um die vielen verschiedenen, in der Deutschen Bucht herrschenden Umweltbedingungen berücksichtigen zu können. Es wurde versucht, dieses Defizit durch die Wahl eines kleinräumigen Untersuchungsgebiets zu minimieren, in dem weitgehend vergleichbare Habitatbedingungen herrschen und in dem zwischen intensiv und weniger befahrenen Bereichen unterschieden werden kann. In diesem Gebiet konnte eine Bevorzugung der Trennzone gegenüber den beiden befahrenen Einbahnrouen sowohl für Seetaucher als auch für Alken nachgewiesen werden. Daher kann davon ausgegangen werden, dass innerhalb der natürlicherweise geeigneten Gebiete anthropogene Faktoren wie Schiffsverkehr eine wichtige Rolle bei der Habitatwahl von Seetauchern und Alken spielen, da sie die bereits durch Umweltparameter hervorgerufenen Verteilungsmuster zusätzlich beeinflussen können.

2.4.4. Mögliche Auswirkungen auf die Verteilung von Seevögeln durch Veränderungen des Schiffsverkehrs

Durch die durchgeführten Flugsurveys konnte nachgewiesen werden, dass das Schiffsaufkommen rund um das Offshore-Windkraft-Testfeld „Alpha Ventus“

während der Bau- und Betriebsphase deutlich zugenommen hat (FTZ unveröff. Daten). Es handelte sich dabei sowohl um Bauschiffe als auch um Kontroll- und Forschungsschiffe. Bislang ist der Windpark „Alpha Ventus“ der einzige ganz fertig gestellte Windpark in den deutschen Nordseegewässern. Zwei weitere Parks befinden sich zurzeit in der Bauphase, 24 weitere Offshore-Windparks sind bereits genehmigt und in den nächsten Jahren soll mit dem Bau begonnen werden. Daher ist auch dort mit einer starken Zunahme der Schiffsbewegungen zu rechnen.

Das Kernthema dieses Kapitels beschäftigte sich mit der Beschreibung des Einflusses der bereits bestehenden Schiffsbewegungen auf die Verteilung von Seevögeln. Die daraus resultierenden Ergebnisse bieten allerdings auch die Möglichkeit, abzuschätzen, wie sich die Intensivierung des Schiffsverkehrs durch den Bau der Offshore-Windkraft-Anlagen auf die derzeitigen Verbreitungsmuster störempfindlicher Seevögel auswirken könnte. Diese Abschätzungen wurden für Seetaucher und Alken getrennt auf Basis einer Raster-Abundanzkarte durchgeführt. Des Weiteren wurden die Verbreitungsdaten der neun als störempfindlich angesehenen Arten zusammengefasst, wobei für jede Art zusätzlich der artspezifische Störungsindex nach Camphuysen et al. (1999) berücksichtigt wurde.

Für die Abschätzung, wie sich die zukünftigen Änderungen des Schiffsverkehrs auf die Verteilung von Seetauchern bzw. Alken auswirken könnten, wurden Daten aus fluggestützten Seevogelerfassungen gewählt, in einem 5x5 km-Raster zusammengefasst und dargestellt. Auf diese Weise wurden die Verbreitungsdaten punktgenauer abgebildet als bei der generalisierten Darstellung der modellierten Dichten mittels GAM. Die Verschneidung der gerasterten Verbreitungsdaten mit den Schifffahrtslinien und den genehmigten Windparks bestätigte die schon zuvor beschriebene Präferenz der Vögel für Bereiche außerhalb der Hauptschifffahrtsrouten. Zudem konnte gezeigt werden, dass der Bau der Windparks mit unterschiedlich starken Auswirkungen verbunden sein könnte: Durch den Bau der geplanten Windparks, die außerhalb der Hauptverbreitungsgebiete der Seetaucher und Alken liegen, werden keine bzw. nur geringe Störungen erwartet, zumal die Bau- und Wartungsschiffe nicht unbedingt die Hotspots der Vögel passieren müssen. Bei den Windparks, die sich direkt in den Konzentrationsbereichen von Seetauchern und Alken befinden, muss mit einem starken negativen Einfluss gerechnet werden. Bei der Betrachtung der Daten fiel zudem auf, dass beispielsweise im Bereich der geplanten Windparks nördlich von Helgoland, schon jetzt weniger Alken vorkommen als in der unmittelbaren Umgebung. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass bereits die Forschungsschiffe sowie die Schiffe zur Bauerkundung die Verbreitung der störempfindlichen Arten beeinflusst haben, da schon seit

vielen Jahren Voruntersuchungen im Rahmen der Genehmigungsverfahren für Windparks durchgeführt werden müssen.

Da es neben den Seetauchern und Alken viele weitere Arten gibt, die empfindlich auf Störungen durch Schiffe reagieren, wurden neun Arten für eine weitere Abschätzung zusammengefasst und ihre Abundanzwerte mit dem TDI nach Camphuysen et al. (1999) kombiniert. Der TDI setzt sich aus 13 verschiedenen Informationen zum Vorkommen und zum Verhalten der einzelnen Arten zusammen. Der Vorteil der Kombination aus Dichtewerten und TDI-Werten besteht darin, dass nicht nur das Vorkommen der einzelnen Arten berücksichtigt wird, sondern dass aufgrund der TDI-Werte eine Gewichtung des Störpotentials vorgenommen werden kann. Da die Verbreitungsdaten dieser Analysen aus Zählungen stammen, die von Schiffen aus durchgeführt wurden, könnten die erfassten Arten bereits auch durch die Zehlschiffe beeinflusst worden sein. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass Unterschiede zwischen Gebieten mit hohen und geringen Sensitivitätswerten klar voneinander abgegrenzt werden konnten, so dass ein Störeffekt des Zehlschiffes als sehr gering eingestuft werden kann. Zudem werden die hohen Fluchtdistanzen einiger Arten bei den Seevogelerfassungen methodisch berücksichtigt (siehe Garthe et al. 2002). Für diese Analyse wurden keine Verbreitungsdaten aus Flugsurveys verwendet, da der Kartieraufwand in den Sommermonaten bisweilen sehr gering ist und so beispielsweise das nachbrutzeitliche Vorkommen der Alken in den Offshore-Bereichen nicht adäquat hätte erfasst werden können.

Die sehr hohen Sensitivitätswerte in den küstennahen Bereichen lassen sich vor allem mit dem dortigen Vorkommen von Trauer- und Eiderenten erklären, für die hohe TDI-Werte errechnet wurden. Im Winter halten sich entlang der Küsten Schleswig-Holsteins und Niedersachsens im langjährigen Mittel rund 130.000 Trauerenten und 7.500 Eiderenten auf (Garthe et al. 2007). Die hohen Sensitivitätswerte in den Sommermonaten vor Eiderstedt kommen ebenfalls durch die großen Ansammlungen von Trauerenten zustande (66.000 Ind., Garthe et al. 2007), obwohl in diesen Bereichen sehr viel Schiffsverkehr durch Freizeitboote und Fischereifahrzeuge stattfindet. Da die Enten aufgrund ihrer benthischen Ernährungsweise und ihrer Tauchphysiologie auf flache Meeresgebiete angewiesen sind, können sie nur sehr begrenzt auf andere Gebiete ausweichen (Hennig & Eskildsen 2001). Daher darf das Vorkommen der Enten in diesen Bereichen nicht als Gewöhnung an den dort herrschenden Schiffsverkehr interpretiert werden (Gill et al. 2001).

Die hohen Sensitivitätswerte im Bereich um Helgoland lassen sich durch die dortigen Ansammlungen der Brutvögel Trottellumme/Tordalk erklären. Auch die hohen Werte weiter offshore in den nordwestlichsten Bereichen der Deutschen Bucht können durch das dort konzentrierte Vorkommen von Alken nach der Brutzeit erklärt werden. Im Frühjahr kommen dort dagegen Seetaucher in hohen

Konzentrationen vor, was die hohen Sensitivitätswerte zu dieser Jahreszeit erklären kann. Die verschiedenen Sensitivitätsmuster werden durch die unterschiedlichen Verteilungsmuster der relevanten Arten bedingt, die eine starke Variabilität im Jahresverlauf aufweisen (Daunt et al. 2006, Markones 2007, Garthe et al. 2009) und eine Folge der unterschiedlichen Habitatgegebenheiten sowie der unterschiedlichen Habitatansprüche der Arten sind. Die Verschneidung der Sensitivitätsdaten mit den Nutzungen Schiffsverkehr und Windparks zeigte, dass auch die neun stör anfälligen Arten das VTG „Terschelling German Bight“ eher meiden und in höheren Konzentrationen weiter nördlich zwischen den beiden VTG vorkommen. Besonders dort wird der zunehmende Schiffsverkehr vermutlich einen negativen Einfluss auf die Vögel haben, ebenso im Bereich der Windparks nördlich von Helgoland.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine Einstufung der Arten nach ihren Empfindlichkeiten mittels eines Index prinzipiell eine gute Möglichkeit ist, um Gefährdungs- und Konfliktpotentiale artspezifisch zu ermitteln. Eine kartografische Darstellung unter Berücksichtigung der artspezifischen Abundanzen ermöglicht zudem eine Abschätzung, welche Gebiete bei den derzeitigen Nutzungsintensitäten als Rückzugsbereiche durch die Vögel genutzt werden, bzw. welche Gebiete besonders empfindlich gegenüber einer Intensivierung des Schiffsverkehrs wären.

2.4.5. Schlussfolgerung

Unter Berücksichtigung der hier dargestellten Ergebnisse kann gefolgert werden, dass eine Bündelung des Schiffsverkehrs auf bestimmten Routen für stör anfällige Vögel eine positive Maßnahme sein könnte, da auf diese Weise andere Bereiche von Schiffsverkehr freigehalten werden, die so als Rückzugsgebiete für störempfindliche Vögel zur Verfügung stehen könnten. Durch die Überlagerung der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete mit den Offshore-Windparks wird jedoch deutlich, dass es in Zukunft allerdings kaum noch ungestörte Bereiche für die Vögel in deutschen Gewässern geben wird, da in vielen, nicht durch Schifffahrt genutzten Bereichen Windparks errichtet werden. Neben den Effekten, die Windparks an sich auf Vögel haben können (s. Kapitel 3), wird es in diesen Bereichen zu zusätzlichen Störungen durch Schiffe kommen. Auch die Fischerei muss vermutlich in andere Bereiche ausweichen, da sie innerhalb der Windparks nicht operieren und den Schiffsverkehr in den Vorrang- und Vorbehaltsgebieten nicht beeinträchtigen darf. Somit konkurriert die Fischerei vermutlich zukünftig mit störempfindlichen Seevogelarten um Bereiche ohne Windenergienutzung

sowie mit wenig Schiffsverkehr. In den küstennahen Regionen besteht intensiver Schiffsverkehr durch Freizeitboote und Fischereifahrzeuge, so dass die dortigen Beeinträchtigungen für die in diesen Bereichen vorkommenden Meeresenten bestehen bleiben.

Diese Tatsachen machen deutlich, dass ein gut durchdachtes Management der verschiedenen Nutzungen dringend erforderlich ist, um die Belange der Seevögel umfassend zu berücksichtigen. Es sollten Bereiche geschaffen werden, die als Rückzugsraum für störepfindliche Tierarten dienen können. Außerdem sollte gewährleistet werden, dass die Meeresumwelt auch bei zunehmenden anthropogenen Aktivitäten erhalten und geschützt wird. In den Jahren 2004 und 2005 wurde daher je ein Seevogelschutzgebiet in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee ausgewiesen. Bislang gibt es jedoch noch keine konkreten Managementvorgaben sowie umfassende Einschränkungen der anthropogenen Nutzungen innerhalb der Schutzgebiete. Für die küstennahen Bereiche, in denen hauptsächlich Freizeitboote und Fischereifahrzeuge fahren, wäre zum Schutz der dort vorkommenden Meeresenten beispielsweise ein Management des Verkehrs sinnvoll, damit Bereiche geschaffen werden und als Rückzugsraum zur Verfügung stehen können. Auch eine jahreszeitliche Einschränkung des Verkehrs wäre sinnvoll, beispielsweise im Winter, wenn die Energiekosten der Vögel durch erhöhte Thermoregulation besonders hoch sind (Fort et al. 2009). Da viele Seevogelarten während der Mauser flugunfähig und damit besonders störanfällig sind, wäre auch für diesen Zeitraum eine Regulation der anthropogenen Nutzungen sinnvoll (Hennig & Eskildsen 2001).

3. Einfluss der Offshore-Windkraftnutzung auf die Verteilung von Seetauchern

Zusammenfassung

Um einen Beitrag zu den international angestrebten Klimaschutzzielen zu leisten, plant Deutschland bis zum Jahr 2030 rund 15 % des Strombedarfs durch Offshore-Windenergie abzudecken. Im Jahr 2009 wurde der erste deutsche Windpark auf dem Meer in Betrieb genommen. In der vorliegenden Studie wurde eine erste, verbreitungsbasierte Analysemethode entwickelt, die die großräumigen Effekte des Windparks auf die Seetaucher-Verteilung untersuchte. Dabei zeigte der Vergleich der Seetaucher-Abundanzen vor und nach dem Bau, dass die Vögel den Windpark weiträumig meiden. Da bislang erst in wenigen Windkraft-Studien der zunehmende Schiffsverkehr durch Bau- und Wartungsarbeiten an Windparks berücksichtigt worden ist, wurde hier erstmals das Verkehrsaufkommen quantifiziert. Die dabei nachgewiesene Zunahme der Schiffe im Bereich des Windparks wurde daraufhin im Hinblick auf die Scheucheffekte auf Seetaucher diskutiert.

Zum Zeitpunkt der Studie waren bereits 27 Windparks in der deutschen Nordsee genehmigt. Aufgrund der Ergebnisse dieser und weiterer Studien an bestehenden Windparks muss davon ausgegangen werden, dass jeder einzelne gebaute Windpark die Verbreitung der Seetaucher negativ beeinflussen wird. Eine kumulative Betrachtung des Lebensraumverlustes verdeutlichte, dass 7,6 % der Fläche innerhalb des Hauptverbreitungsgebietes der Seetaucher durch Windparks verloren gehen würden. Um die Bedeutung dieses Effektes in einen populationsbiologischen Zusammenhang zu stellen, wurde die Anzahl der betroffenen Seetaucher berechnet und im Hinblick auf globale und nationale Bestandsgrößen eingeordnet.

3.1. Einleitung

Im Hinblick auf die zunehmende Erderwärmung gehört die Reduzierung des CO₂-Ausstoßes europaweit zu den wichtigsten Zielen der Klimapolitik. Um die angestrebten Klimaschutzziele zu erreichen, wurden von der Europäischen Kommission verbindliche Ziele formuliert, die die Erhöhung des Anteils von erneuerbaren Energien bei der Stromversorgung vorschreiben. Deutschland plant daher bis zum Jahr 2030 rund 15 % des Strombedarfs durch Offshore-Windenergie abzudecken (Deutscher Bundestag, 17/6775, 2011). Auf den Meeren kommt somit eine weitere anthropogene Nutzung hinzu, die nicht nur mit traditionellen Nutzungsformen wie Schiffsverkehr und Fischerei, sondern auch mit Gebieten zum Schutz der Meeresumwelt um die begrenzten Flächen konkurriert (Nolte 2010). Durch einen marinen Raumordnungsplan sollen die daraus resultierenden Nutzungskonflikte geregelt werden, indem beispielsweise für die Schifffahrt und die Windenergie Vorranggebiete festgelegt worden sind, die von anderen dauerhaften Nutzungen freigehalten werden müssen (Nolte 2010, BSH 2009). Besonders durch die großen Raumansprüche der Offshore-Windenergie-Nutzung stehen den positiven Aspekten der sinnvollen nachhaltigen Klimapolitik und der damit verbundenen Reduktion der CO₂-Emissionen allerdings zum Teil erhebliche negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt gegenüber. In diesem Zusammenhang ist zu bedenken, dass die Meeresumwelt aus einem vielschichtigen System mit mehreren räumlichen Ebenen besteht (Nolte 2010), so dass sich Auswirkungen der Offshore-Windenergieanlagen 1) im Meeresboden, 2) in der freien Wassersäule, 3) an der Meeresoberfläche und 4) im Luftraum über der Wasseroberfläche bemerkbar machen können. Demnach könnten sowohl Benthos und Fische als auch marine Säuger und Vögel beeinträchtigt werden, was besonders für die beiden letztgenannten Gruppen negative Auswirkungen hervorrufen könnte. Die wesentlichen Auswirkungen für Seevögel lassen sich in folgende vier Kategorien einteilen (Noer et al. 2000, Exo et al. 2002):

- Barrierewirkung: Vögel weichen dem Windpark horizontal oder vertikal aus; durch diese Umwege erhöht sich ihr Energieverbrauch.
- Habitatverlust: Vögel meiden den Windpark (und seine Umgebung); Nahrungs- und Rastgebiete gehen dadurch verloren.
- Kollisionsrisiko: Vögel kollidieren mit den Anlagen und werden getötet.
- Attraktionswirkung: Vögel werden durch die Windenergieanlagen oder durch ein möglicherweise verändertes Nahrungsangebot (Strömungen hinter den Anlagen, Fischereiverbot etc.) angelockt; Anlagen und Umspannwerke dienen als Rastplätze.

Die ersten Windparkprojekte, die in Nordeuropa seit dem Jahr 1991 im Meer gebaut wurden, wurden von Percival (2001) zusammengefasst. Bei diesen Windparks handelte es sich meist um recht kleine Vorhaben, die höchstens 7 km von der Küste entfernt lagen. Die ersten größeren, weiter von den Küsten entfernten Parks (10–15 km) wurden 2002 und 2003 in Dänemark und in Großbritannien errichtet. Dierschke & Garthe (2006) stellten die ersten Ergebnisse dieser Windparks in einer Literaturstudie zusammen. In den Jahren 2006 bzw. 2007 begannen auch die Niederlande und Schweden mit dem Ausbau von größeren Offshore-Windparks. Aus vielen dieser bestehenden Windparks gibt es bereits erste Erfahrungen über Auswirkungen auf die Meeresumwelt in einem Zeitrahmen von etwa fünf Jahren nach dem Bau.

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen für die hier vorliegende Studie war in den deutschen Nordseegewässern erst ein Windpark in Betrieb. Dieser als Testfeld gebaute Windpark „Alpha Ventus“ wurde im Jahr 2009 fertig gestellt und dient seitdem neben der Stromerzeugung der wissenschaftlichen Erforschung technischer sowie ökologischer Belange. „Alpha Ventus“ befindet sich 45 km nördlich der Insel Borkum in einer Wassertiefe von etwa 30 m und gilt im Vergleich zu vielen bislang existierenden Projekten in anderen Ländern als ein erstes „echtes“ Offshore-Projekt. Ein zweiter Windpark (Küstenentfernung ca. 90 km) befand sich zu dieser Zeit im Bau, 25 weitere Windpark-Vorhaben waren zusätzlich bereits genehmigt (BSH, Stand: Juli 2011).

An den bereits existierenden Windparks in Dänemark, Großbritannien und den Niederlanden werden seit dem Bau Effektmonitorings durchgeführt. Diese Studien ergaben bereits, dass Seetaucher (Stern- und Prachtttaucher, s. Kapitel 1.2) zu den besonders empfindlichen Seevogelarten gehören, da sie Windparkgebiete oft im weiten Umkreis meiden (Pettersson 2005, Petersen et al. 2006, Percival 2009, 2010) und sich auch nach mehreren Jahren den Windparks kaum nähern (Petersen & Fox 2007, Percival 2010). Dies ist jedoch nur ein Grund dafür, warum in Deutschland die Seetaucher mittlerweile in den Genehmigungsverfahren der Windkraftplanungen zu den maßgebenden Arten zählen (s. BMU 2009). Weitere Gründe dafür sind, dass sowohl Stern- als auch Prachtttaucher im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie als schutzwürdige Arten geführt sind und sie im Frühjahr in hohen Konzentrationen in den deutschen Gewässern rasten: Sterntaucher in der Nordsee beispielsweise mit im Mittel 5,5 % ihrer biogeografischen Population (Garthe et al. 2007). Daher steht Deutschland in der Verantwortung den Lebensraum der Seetaucher zu schützen und zu erhalten.

Mit den Untersuchungen in diesem Kapitel wurden zwei Ziele verfolgt:

- 1) Mit den während der zweijährigen Betriebsphase von „Alpha Ventus“ erhobenen Verbreitungsdaten sollen erste methodische Verfahren entwickelt werden, die Auskünfte über die Auswirkungen des Windparks auf Seetaucher liefern können. Um der Frage nachzugehen, ob es zu Verlagerungen des

Seetaucher-Vorkommens nach dem Bau des Windparks gekommen ist, wurde in einem gebietsbezogenen Ansatz ein Vergleich der Verbreitungsmuster vor und nach dem Bau auf großräumiger Ebene angestellt. Zudem wurde auf kleinräumiger Ebene eine Meidedistanz der Seetaucher zum Windpark abgeschätzt. Bislang wurde nur in wenigen Windkraft-Studien der durch die Bau- und Wartungsarbeiten zunehmende Schiffsverkehr erwähnt (Christensen et al. 2003, Boon et al. 2010). Daher wurde in der vorliegenden Studie eine Quantifizierung des Verkehrsaufkommens in der Umgebung des Windparks vor und nach dem Bau durchgeführt, um die möglichen Scheueffekte des Schiffsverkehrs im Windpark diskutieren zu können.

2) In der Deutschen Bucht waren zum Zeitpunkt der Studie bereits 27 Windparks genehmigt. Da berücksichtigt werden muss, dass jeder Windpark einen negativen Einfluss auf die Verbreitung von Seetauchern ausüben kann, war das zweite Ziel dieser Studie, diese Auswirkungen kumulativ zu betrachten und den Einfluss auf Seetaucher abzuschätzen. Die bereits von Dierschke et al. (2006) durchgeführten Analysen zum Habitatverlust wurden aktualisiert und neue Bestände der potentiell betroffenen Individuen berechnet. Die Methoden der Berechnungen habe ich durch neueste Erkenntnisse zur Habitatwahl von Seetauchern und zu ihrem Vorkommen in Schifffahrtsrouten optimiert.

Durch die Bearbeitung folgender Fragestellungen sollten die benannten Ziele erreicht werden:

- Hat sich die Verteilung der Seetaucher im Bereich um den Windpark „Alpha Ventus“ nach dessen Bau geändert?
- Wie hat sich das Schiffsaufkommen im Bereich um den Windpark durch dessen Bau geändert? Üben die dort vorkommenden Schiffe einen Einfluss auf die Verteilung der Seetaucher aus?
- Welchen kumulativen Einfluss haben alle in der Deutschen Bucht genehmigten Windparks nach ihrem Bau auf den Lebensraum der Seetaucher? Wie viele Seetaucher wären durch Habitatverluste beeinträchtigt?

3.2. Material und Methoden

3.2.1. Seetaucher im Bereich des Offshore-Windparks „Alpha Ventus“

Die in diese Untersuchung einbezogenen Daten wurden während Flugsurveys in den Jahren 2002–2011 erhoben („Seabirds-at-Sea-Datenbank“, s. Kapitel 1.3.1). Da die Deutsche Bucht für Seetaucher besonders im Frühjahr eine wichtige Bedeutung als Rastgebiet hat, wurden nur Daten verwendet, die in den Monaten März und April erhoben wurden. Die erhobenen Daten wurden auf Basis eines gebietsbezogenen Ansatzes für die Phasen „vor dem Bau“ und „nach dem Bau“ separat betrachtet und verglichen.

Für die Phase vor dem Bau wurden Daten von insgesamt sieben Flugtagen (März und April der Jahre 2002–2008) herangezogen. Für die Phase nach dem Bau wurden Daten von fünf Flugtagen aus den Monaten März und April der Jahre 2009–2011 verwendet. Auch wenn während des ersten Flugstages noch Bauaktivitäten an „Alpha Ventus“ beobachtet wurden, wurde dieser Flug dennoch in die Auswertungen mit einbezogen.

Die Verbreitungsmuster der Seetaucher im Untersuchungsgebiet wurden zunächst grafisch gegenübergestellt. Dazu habe ich die erhobenen Daten jeweils auf Basis eines 500x500-m-Rasters zusammengefasst. Für jede Rasterzelle wurden die Anzahl der Seetaucher und die Summe der kartierten Fläche berechnet. Durch die Division beider Werte wurde pro Rasterzelle eine Abundanz (Individuen/kartierte Fläche) errechnet. Durch dieses Verfahren sind die Daten aufwandskorrigiert, so dass sich die Abundanzen der Seetaucher vergleichen lassen. Da eine Unterschätzung der Seetaucher-Zahlen vom Flugzeug aus, insbesondere in den äußeren Transektbändern, gegeben ist, wurden alle Individuen mit einem artspezifischen Korrekturfaktor von 2,4 multipliziert (Markones & Garthe 2010a). Diese Korrektur wurde für alle weiteren durchgeführten Analysen angewendet.

Um Informationen über die Effekte des Windparks auf die Verteilungsmuster der Seetaucher zu erhalten, wurden sowohl großräumige Verlagerungen des Seetaucher-Vorkommens (bis zu 30 km Entfernung zum Windpark) als auch kleinräumige Verlagerungen (bis zu 10 km Entfernung zum Windpark) untersucht.

Für die Analyse der großräumigen Effekte wurden im Untersuchungsgebiet unter Berücksichtigung genauer Entfernungsangaben insgesamt sechs verschiedene Boxen im und um den Windpark definiert. Dabei lagen die westlichen und östlichen Kanten dieser Boxen in der vorher festgelegten Entfernung zum Windpark (Abb. 3.1) und wurden dementsprechend benannt: AV (der Windpark

selbst), 2-km-Box, 5-km-Box, 10-km-Box, 20-km-Box und 30-km-Box. Die Boxen wurden in ihrer Lage so angepasst, dass sie nicht in die beiden VTG „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“ hineinragen, da Seetaucher Gebiete mit starkem Schiffsverkehr meiden (Schwemmer et al. 2011, Kapitel 2 dieser Arbeit). Daher überschneiden sich die Boxen stellenweise an den nördlichen und südlichen Kanten.

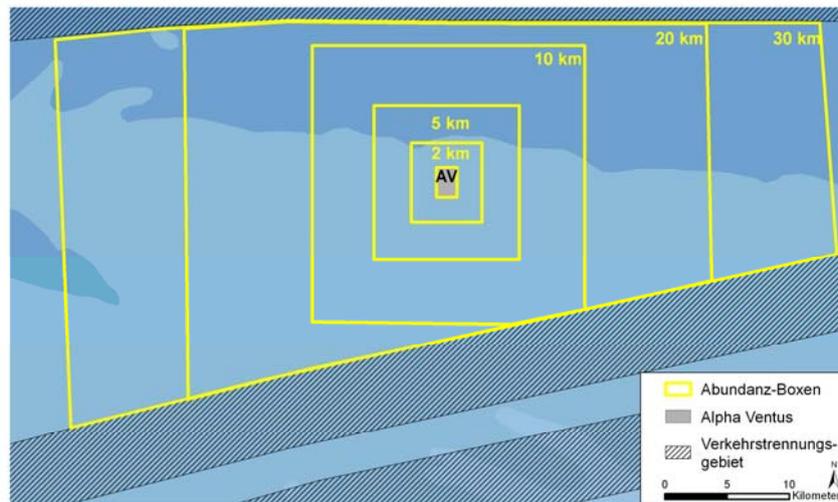


Abbildung 3.1. Untersuchungsgebiet um den Windpark „Alpha Ventus“ (AV) mit den über Entfernungen definierten Boxen zur Abundanz-Berechnung.

Für die Analyse der großräumigen Effekte gilt als Grundvoraussetzung die Annahme, dass sich die Seetaucher in den einzelnen Abundanz-Boxen jeweils gleichverteilt aufhalten können, unabhängig davon, ob sich die Bereiche östlich oder westlich des Windparks befinden. Um das Vorkommen der Seetaucher vor und nach dem Bau vergleichen zu können, wurde jeweils für jede Box ein Abundanzwert berechnet. Dabei wurde die Varianz zwischen den einzelnen Flugtagen berücksichtigt, indem die Abundanzen (Individuen/kartierte Fläche) für jede Box separat für jeden Flugtag berechnet und anschließend gemittelt wurden. Um für jede Box einen Bestand zu erhalten, wurde die mittlere Abundanz pro Box mit der Flächengröße der jeweiligen Box multipliziert. Es sei darauf hingewiesen, dass nicht an jedem Flugtag alle Boxen kartiert wurden, so dass sich die Anzahl der eingegangenen Daten zum Teil unterscheidet.

Um neben den großräumigen Verlagerungen auch kleinräumige Effekte im Umkreis von 10 km zum Windpark zu identifizieren, wurden die Abundanzen der Seetaucher in Abhängigkeit zur Entfernung zum Windpark nach dem Bau des Windparks betrachtet. Auf diese Weise konnte die Meidedistanz der Seetaucher abgeleitet werden. Durch eine Modellierung mittels Generalisiertem Additiven Modell (GAM) wurde der Einfluss der Entfernung des Windparks auf die Abundanzwerte der Seetaucher getestet. Dazu wurde für jeden

Rastermittelpunkt des oben beschriebenen 500x500-m-Rasters die Entfernung zum Windpark berechnet. In das Modell gingen Daten bis zu einer Entfernung von 10 km zum Windpark ein. Der Faktor „Entfernung zum Windpark“ galt als erklärende Variable, die „Abundanz der Seetaucher“ als Antwort-Variable. Da kein Einfluss der räumlichen Korrelation auf die Verbreitungsdaten nachweisbar war, wurde der Faktor der Autokorrelation nicht in das Endmodell einbezogen. Die Modellierung erfolgte mit dem Statistikprogramm R (2.10.1, R Development Core Team 2009) unter Einbeziehung des Paketes „mgcv“ und unter Verwendung quadratischer Modelle innerhalb der Splines. Um eine übergroße Streuung („overdispersion“) der Fehler zu vermeiden wurde als die quasi-Poisson Funktion gewählt (s. Kapitel 1.4).

3.2.2. Veränderungen des Schiffsverkehrs durch den Bau von „Alpha Ventus“

Da es für Bau- und Wartungsarbeiten erforderlich ist, die Gebiete um die Windparks mit Schiffen aufzusuchen, erhöht sich dort der Verkehr. Bislang wurde jedoch in keiner mir bekannten Studie der Effekt des Schiffsverkehrs detailliert analysiert. Zwar vermuteten Christensen et al. (2003), dass Seetaucher zu einem gewissen Grad von den Aktivitäten der Bauschiffe beeinflusst werden, jedoch fehlten genauere Daten, um dies zu belegen. Daher habe ich in dieser Studie untersucht, wie sich das Verkehrsaufkommen durch den Bau von „Alpha Ventus“ im Untersuchungsgebiet geändert hat und wie sich die Seetaucher-Abundanz im Verhältnis zu den vorkommenden Schiffen verhält.

Die für diese Auswertungen herangezogenen Daten stammten aus Seevogel-Erfassungsflügen, bei denen alle gesichteten Schiffe bis zu einer Entfernung von 4 km zum Zähltransekt kartiert werden (Details siehe Kapitel 1.3.2). Dabei werden Informationen zum Typ des Schiffes, zu dessen Aktivitäten und die Entfernung zum Zähltransekt notiert. Als Datengrundlage dienten dieselben Flugtage wie für die Abundanzberechnung der Seetaucher: vor dem Bau (sieben Flugtage, März-April, 2002-2008) sowie nach dem Bau (fünf Flugtage, März-April, 2009-2011).

Die Verteilung der Schiffe wurde getrennt für die beiden Phasen grafisch dargestellt. Dazu wurden ungerasterte Daten verwendet, die die geografischen Positionen jedes sekundlichen Zählintervalls abbilden und damit die Anzahl der gesichteten Schiffe pro Zählintervall darstellen. In Anlehnung an die Abundanz-Berechnungen der Seetaucher wurden auch die Abundanzen der Schiffe vor und nach dem Bau verglichen. Dazu wurde für jede der sechs bereits oben beschriebenen, über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen (Abb. 3.1)

pro Flugtag ein Abundanzwert aus der Anzahl der gesichteten Schiffe und der kartierten Strecke (Anzahl/kartierte Strecke) ermittelt.

Für eine detaillierte Analyse, bei der die Abundanzen der Seetaucher in Abhängigkeit der Schiffe betrachtet werden, wurden die sechs oben genannten Entfernungsboxen in der Mitte geteilt, damit die Daten der westlichen und östlichen Gebiete getrennt in die Auswertung einfließen konnten. Auf diese Weise erhöht sich die räumliche Genauigkeit bei der Überlappung von Schiffs- und Seetauchervorkommen. Des Weiteren wurde die Varianz in den einzelnen Gebieten berücksichtigt. Pro Flugtag wurde somit für jede der sechs westlichen und sechs östlichen Boxen je ein Abundanzwert für Seetaucher und für Schiffe errechnet. Da an einigen Flugtagen nicht alle der insgesamt 12 westlichen bzw. östlichen Boxen beflogen wurden, flossen für einige Boxen weniger Daten in die Analyse ein.

3.2.3. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks in der Deutschen Bucht auf das Vorkommen von Seetauchern

Verbreitungsmuster von Seetauchern und Modellierung ihrer genutzten Habitate

Diese Analysen erfolgten auf Grundlage von Daten, die in den Jahren 2002–2010 in der gesamten deutschen Nordsee durch Flugsurveys erfasst wurden. Dabei wurden nur Daten des artspezifisch definierten Frühjahrszeitraums vom 1. März bis 15. Mai verwendet (Garthe et al. 2007).

Zur Darstellung der Verbreitungsmuster wurden die Daten auf Basis eines 5x5-km-Rasters zusammengefasst. Für jede Rasterzelle wurde ein Abundanzwert (Individuen/kartierte Fläche) berechnet. Die Darstellung mittels Rasterverbreitungskarte verdeutlicht, dass Seetaucher, wie die meisten Seevogelarten, nicht homogen in der Deutschen Bucht verbreitet sind, da sie zur optimalen Nahrungssuche Bereiche mit bestimmten ökologischen Parametern benötigen (Markones et al. 2009). Daher es ist wichtig, zwischen einzelnen Konzentrationsbereichen zu unterscheiden: 1) Lebensräume, in denen sich Seetaucher zwar regelmäßig aufhalten, aber dort nur in geringen oder mittleren Abundanzen vorkommen und 2) Bereiche, in denen sich Seetaucher in sehr hohen Konzentrationen aufhalten, so dass diese als wichtige Hauptlebensräume angesehen werden können. Den einzelnen Rastgebieten in der Deutschen Bucht kommt damit eine unterschiedliche Bedeutung zu, weshalb die Auswirkungen der Windparks und der Verlust von ungestörtem Lebensraum in diesen verschiedenen Bereichen differenziert bewertet werden sollte.

Zu einer eindeutigen Abgrenzung dieser unterschiedlichen Verbreitungsschwerpunkte wurde unter Verwendung eines Generalisierten Additiven Modells (GAM) der Lebensraum der Seetaucher modelliert (Details siehe s. Kapitel 2.2.2). Dazu wurden die oben genannten Daten der Frühjahrsverbreitung in einem kleineren Raster (2x2 km) zusammengefasst. Die durch die Modellierung entstandenen Isolinien stellen die verschiedenen Abundanzbereiche dar, die als Bezugsgebiete für weitere Auswertungen dienen. Die räumliche Darstellung der modellierten Abundanzbereiche wurde für weitere Auswertungen in das Programm ArcGIS 10 (ESRI®ArcMap™10.0) eingeladen.

Um den Einfluss aller genehmigten Windparks zu bewerten, wurden folgende drei Abundanzbereiche aufgrund ihrer Bedeutung für Seetaucher unterschieden: 0,2 Ind./km², 1 Ind./km² und 2 Ind./km². In dem Bereich, der durch die 0,2-Abundanzlinie eingeschlossen wird, halten sich im Mittel mindestens 0,2 Ind./km² auf. Dieser Bereich umfasst zudem alle Verbreitungsschwerpunkte, in denen Seetaucher mit höheren Abundanzen vorkommen (s. Kapitel 2, Abb. 2.8a). Dieser gesamte Bereich der 0,2-Abundanzlinie wird als von Seetauchern regelmäßig genutzter Lebensraum betrachtet. Einzelne Beobachtungen werden auf diese Weise nicht überinterpretiert. Durch die 1 Ind./km²-Abundanzlinie werden die Gebiete markiert, die für Seetaucher eine größere Bedeutung als Rastgebiet besitzen. In Anlehnung an Garthe et al. (2011) wurden außerdem die Bereiche als Hauptkonzentrationsgebiete betrachtet, in denen im Mittel durchschnittlich mindestens 2 Ind./km² vorkommen.

Kumulativer Habitatverlust durch alle genehmigten Windparks

Die Berechnung des Habitatverlustes erfolgte getrennt für die oben genannten Abundanzbereiche, um die Bedeutung der einzelnen Rastgebiete zu berücksichtigen.

Es wurde bei der Berechnung davon ausgegangen, dass nach dem Bau aller genehmigten Windparks 100 % der überbauten Fläche nicht mehr durch Seetaucher genutzt werden (Totalverlust). Diese Annahme beruht auf existierenden Studien, die nachweisen konnten, dass Seetaucher Offshore-Windparks weiträumig meiden (diese Untersuchung, Pettersson 2005, Petersen et al. 2006). Zudem ist bekannt, dass die Vögel den Windparks schon in weiter Entfernung ausweichen, so dass auch in größerer Entfernung noch verminderte Abundanzen auftreten (Petersen et al. 2006, Percival 2009). Daher wurde in Anlehnung an Dierschke et al. (2006) eine Pufferzone von 2 km um den Windpark herum berücksichtigt. Da diese weiträumige Meidung als realistisch anzusehen ist, werden im Folgenden nur die berechneten Ergebnisse für die Windparks inklusive der 2-km-Pufferzone angegeben. Die bei der Puffer-Erstellung entstehenden Flächenüberschneidungen bei nahe beieinander liegenden Windparks werden bei der Berechnung berücksichtigt. Zur Berechnung der

kumulativen Effekte aller Windparks wurden die überbauten Flächen der genehmigten Windparks inklusive der Fläche der 2-km-Pufferzonen addiert. Dieses Verfahren wurde separat für die zuvor modellierten Abundanzbereiche (0,2 Ind./km², 1 Ind./km², 2 Ind./km²) der Seetaucher durchgeführt. Es wurden nur die Flächen bzw. die Teilflächen der Windparks berücksichtigt, die in den jeweiligen Abundanzbereichen lagen.

Anteil durch Windparks beeinträchtigter Individuen

Die Diskussion in den Genehmigungsverfahren für die Offshore-Windkraft-Planungen befasst sich mit der Frage, wie viele Individuen von bestimmten Nutzungen beeinträchtigt werden dürfen, ohne dass es zu Auswirkungen auf Populationsebene kommt. Bereits 1971 trat die Ramsar-Konvention in Kraft, die ein Instrumentarium zur Bewertung von Wasservogel-Rastgebieten liefert (Herkenrath & O'Sullivan 1999). Es wurde dabei festgelegt, dass ein Rastgebiet internationale Bedeutung erlangt, wenn es regelmäßig mind. 1 % der biogeografischen Population einer Art beherbergt. Dabei wird nicht unterschieden, ob es sich um kurze Rastaufenthalte während des Durchzuges handelt oder um mehrere Monate, z. B. als Überwinterungsgebiet.

Von Dierschke et al. (2003) wurde vorgeschlagen, auch für Seevögel ein 1 %-Kriterium einzuführen, da auch eine länderübergreifende Zusammenarbeit für den Schutz von Seevögeln erforderlich ist. Zum Zeitpunkt der Analysen lagen noch keine aktuellen und anerkannten Bestandszahlen für Seetaucher vor, die sich auf die biogeografische Population oder die Rastbestände in der gesamten Nordsee beziehen lassen. In der deutschen Genehmigungspraxis wurden daher bislang die Zahlen des nordwest-europäischen Winterbestands von 110.000 Individuen nach Durinck et al. (1994) herangezogen.

Durch die jahrelangen Seevogelkartierungen in der deutschen Nordsee sind allerdings die nationalen Bestandsgrößen der verschiedenen Arten (Garthe et al. 2007), so auch der Seetaucher, sehr genau bekannt und bieten sich daher für Bewertungen von Beeinträchtigungen an (Dierschke et al. 2003, Dierschke et al. 2006). Wenn 1 % des nationalen Bestandes einer Seevogelart in mindestens einer Jahreszeit durch eine Störung betroffen wäre, würde es sich laut Dierschke et al. (2003) um eine unzulässige Beeinträchtigung handeln. Dieser Schwellenwert von 1 % sollte allerdings nur bei der Betrachtung kumulativer Effekte, z. B. für mehrere Windparks, herangezogen werden. Um die Auswirkungen eines einzelnen Windparks zu bewerten, sollte der Schwellenwert erheblich niedriger liegen (Dierschke et al. 2003).

Je nachdem welche Bezugsgrößen zur Bewertung kumulativer Effekte herangezogen werden, ergeben sich unterschiedliche Schwellenwerte für das 1 %-Kriterium: Unter Berücksichtigung der biogeografischen Population nach Durinck et al. (1994) liegt der Schwellenwert bei 1.100 Individuen, unter

Berücksichtigung des nationalen Bestands von 18.500 Individuen (Garthe et al. 2007) dürften durch die genehmigten Windparks nicht mehr als 185 Seetaucher beeinträchtigt werden.

Zur Abschätzung, wie groß der Anteil der durch die Windparks betroffenen Seetaucher im Frühjahr in der Deutschen Bucht ist, wurden Bestandsberechnungen auf Basis der einzelnen Windparks durchgeführt. Die Datengrundlage bildeten die Verbreitungsdaten aus Flugsurveys der Jahre 2002–2011 in den Monaten März und April. In Anlehnung an Dierschke et al. (2006) wurden innerhalb der Deutschen Bucht fünf Boxen definiert (Abb. 3.2), in denen 1) jeweils das Seetauchervorkommen relativ homogen ist, 2) über mehrere Jahre eine gute Kartieraufwand vorliegt und 3) dort mehrere Windparks genehmigt wurden (für eine detaillierte Methodenbeschreibung siehe Dierschke et al. 2006). Diese von Dierschke et al. (2006) definierten Boxen wurden für die hier durchgeführte Analyse so in ihrer Größe und Lage angepasst, dass es nicht zu Überschneidungen mit den Verkehrstrennungsgebieten kommt, da mittlerweile Kenntnisse über die Meidung viel befahrener Verkehrsbereiche vorliegen (Schwemmer et al. 2011, Kapitel 2 dieser Arbeit).

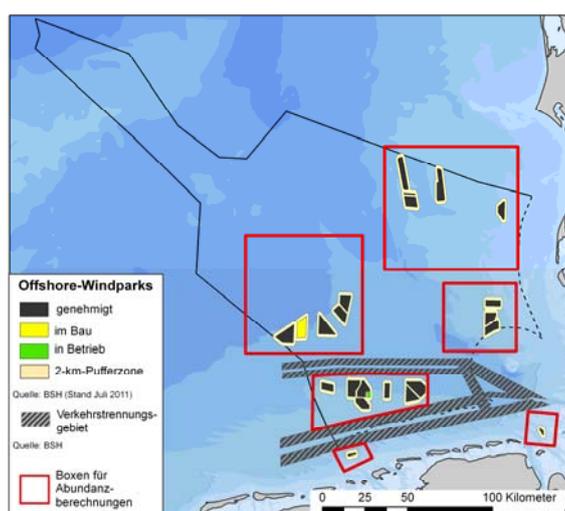


Abbildung 3.2. Die 27 genehmigten, im Bau und im Betrieb befindlichen Windparks inkl. einer 2-km-Pufferzone in der deutschen Nordsee (Quelle: BSH, Stand: Juli 2011). Nah beieinander liegende Windparks erscheinen als eine Fläche. Die fünf großen Boxen zeigen die Gebiete an, die als Grundlage für die Abundanzberechnungen der Seetaucher dienen. Zur besseren geografischen Einordnung wurden zusätzlich die Verkehrstrennungsgebiete „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“ dargestellt.

Grundvoraussetzung für die Analyse war die Annahme, dass die Abundanz der Seetaucher innerhalb der einzelnen Boxen einigermaßen homogen ist. Da von einem 100 %-igen Lebensraumverlust ausgegangen wird, ergibt sich dadurch

eine Beeinträchtigung aller auf den Meeresflächen der zukünftigen Windparks vorkommenden Seetaucher (→ 100 % der dort rastenden Vögel).

Zur Abschätzung, wie viele Seetaucher durch die bereits genehmigten Windparks betroffen wären, wurde zunächst für alle fünf Boxen je ein Vogel-Abundanzwert (Individuen/kartierte Fläche) berechnet. Dieser wurde anschließend mit der Fläche jedes einzelnen Windparks (inkl. 2-km-Puffer) innerhalb der jeweiligen Box multipliziert, um den Effekt jedes einzelnen Windparks darzustellen. Die bei der Erstellung des 2-km-Puffers entstehenden Flächenüberschneidungen nahe beieinander liegender Windparks wurden dabei berücksichtigt. Zur Berechnung der kumulativen Effekte aller Windparks wurden alle zuvor errechneten Anzahlen der betroffenen Seetaucher pro Windpark addiert.

Dieses Verfahren wurde separat für die zuvor modellierten Abundanzbereiche ($\geq 0,2$ Ind./km², ≥ 1 Ind./km², ≥ 2 Ind./km²) der Seetaucher durchgeführt, wobei zu beachten ist, dass der Bereich mit $\geq 0,2$ Ind./km² auch die benannten Abundanzbereiche mit ≥ 1 bzw. ≥ 2 Ind./km² einschließt. Auch der Bereich mit ≥ 1 Ind./km² umfasst die Bereiche mit höheren Abundanzen (≥ 2 Ind./km²). Es wurden nur die Flächen bzw. die Teilflächen der Windparks berücksichtigt, die in den jeweiligen Abundanzbereichen lagen.

Um die kumulativen Effekte populationsbiologisch besser bewerten zu können, wurde die Summe der potentiell beeinträchtigten Seetaucher auf die oben benannten Populationsgrößen nach Durinck et al. (1994) und Garthe et al. (2007) bezogen.

3.3. Ergebnisse

3.3.1. Seetaucher im Bereich des Offshore-Windparks „Alpha Ventus“

Die Befliegungen während der Betriebsphase wurden fast ausschließlich im Rahmen eines Forschungsprojektes durchgeführt, das zum Ziel hatte, die Auswirkungen des Windparks auf die Verteilung von Vögeln zu untersuchen. Daher wurde die Umgebung von „Alpha Ventus“ durch nah beieinander liegende Transektstreifen intensiver kartiert als vor dem Bau (Abb. 3.3).

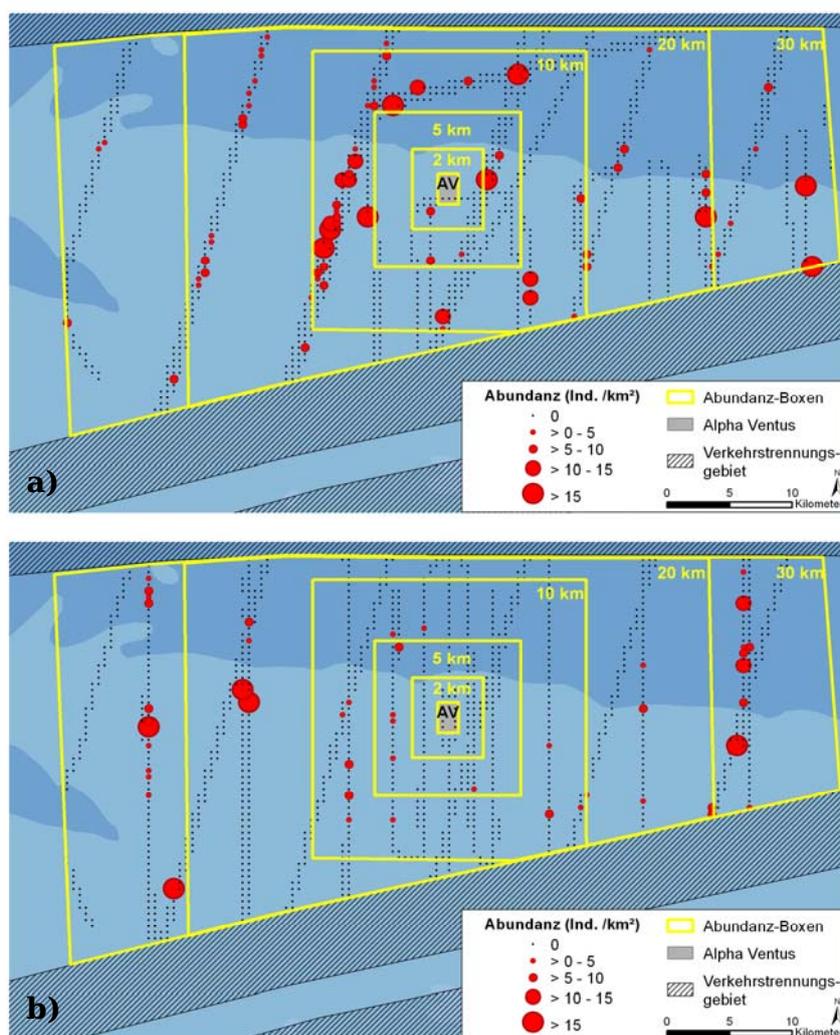


Abbildung 3.3. Verteilung der Seetaucher bei Zählflügen a) vor dem Bau (März und April der Jahre 2002-2008) und b) nach dem Bau (März und April der Jahre 2009-2011) in den verschiedenen Abundanz-Boxen im Umkreis des Windparks „Alpha Ventus“ (AV).

In weiterer Entfernung zum Windpark, in den Boxen 10-, 20- und 30-km, war der Kartieraufwand nach der Bauphase ebenfalls leicht höher als vor dem Bau. Im gesamten Untersuchungsgebiet, das durch die 30-km-Box eingefasst wird, wurden vor dem Bau 512 km² und nach dem Bau 718 km² Fläche kartiert (Tab. 3.1). Sowohl vor dem Bau als auch danach wurden keine Seetaucher im eigentlichen Windparkgebiet beobachtet, wobei berücksichtigt werden muss, dass der Kartieraufwand bis zum Jahre 2008 dort sehr gering war (vgl. Abb. 3.3 und Tab. 3.1). Vor dem Bau wurden in der 5-km-Box trotz geringerem Kartieraufwand mehr Seetaucher gesichtet als nach dem Bau mit höherem Kartieraufwand (Abb. 3.3 und Tab. 3.1). In der 10-km-Box (besonders im westlichen Teil) wird der Unterschied vor und nach dem Bau noch deutlicher. Auch wenn die Abundanzwerte der Flugtage in der Phase vor dem Bau stark schwankten (zwischen 0 und 17,5 Ind./km², als Ausreißerwert nicht in Abb. 3.4

dargestellt), kann dort eine Abnahme der Abundanzen nach dem Bau nachgewiesen werden. Während die Abundanzen in der 20-km-Box ebenfalls nach dem Bau von „Alpha Ventus“ stark zurückgingen, nahmen die Seetaucher in der 30-km-Box zu. Möglicherweise hat sich das Vorkommen vor dem Bau aus der 10-km-Box weiter nach Westen in die Boxen 20- und 30-km verlagert. Dies machen auch die Bestandszahlen deutlich: vor dem Bau betrug der Bestand in der 30-km-Box nur 17 % aller im gesamten Untersuchungsbereich vorkommenden Seetaucher, wohingegen nach dem Bau 70 % aller Tiere dort vorkamen. Im gesamten Untersuchungsgebiet nahm der Bestand der Seetaucher von 2573 Individuen auf 1821 Individuen ab.

Tabelle 3.1. Vergleich der kartierten Fläche, der mittleren Abundanzen und des Seetaucher-Bestandes vor und nach dem Bau des Windparks „Alpha Ventus“. Die Angaben werden für sechs über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen (s. Abb. 3.3) separat angegeben. Die Mittelwerte wurden über die einzelnen Zähltage errechnet.

Box	kart. Fläche (km ²)			mittlere Abundanz (Ind./km ²)			Bestand (Ind.)		
	vorher	nachher	Trend	vorher	nachher	Trend	Vorher	nachher	Trend
AV	0,7	5,8	+	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0
2 km	10,2	43,6	+	0,6	0,0	-	19,5	0,0	-
5 km	39,6	105,1	+	0,9	0,3	-	97,5	29,6	-
10 km	160,8	233,7	+	3,7	0,7	-	1255,6	229,8	-
20 km	171,8	186,0	+	1,3	0,5	-	750,1	275,4	-
30 km	128,5	144,1	+	0,9	2,6	+	450,7	1287,0	+

Durch die vorangegangene Auswertung wurden eine starke Abnahme der Seetaucher-Bestände sowie eine großräumige Verlagerung ihrer Verbreitungsschwerpunkte nachgewiesen. Auf kleinräumiger Ebene (bis zu einer Distanz von bis zu 10 km zum Windpark) wurden ebenfalls Unterschiede zwischen den Phasen vor und nach dem Bau deutlich: vor dem Bau des Windparks wurden insgesamt 70 Seetaucher während 39 Sichtungen bei einer kartierten Fläche von 168 km² erfasst. Die kürzeste Distanz eines Seetauchers zum Plangebiet von „Alpha Ventus“ betrug 860 m (Abb. 3.3a). Nach dem Bau war der Kartieraufwand in diesem Gebiet fast doppelt so groß (348 km²), es wurden aber nur 28 Seetaucher während 14 Sichtungen erfasst. Die kürzeste Distanz eines Seetauchers zum Windpark betrug 3,4 km.

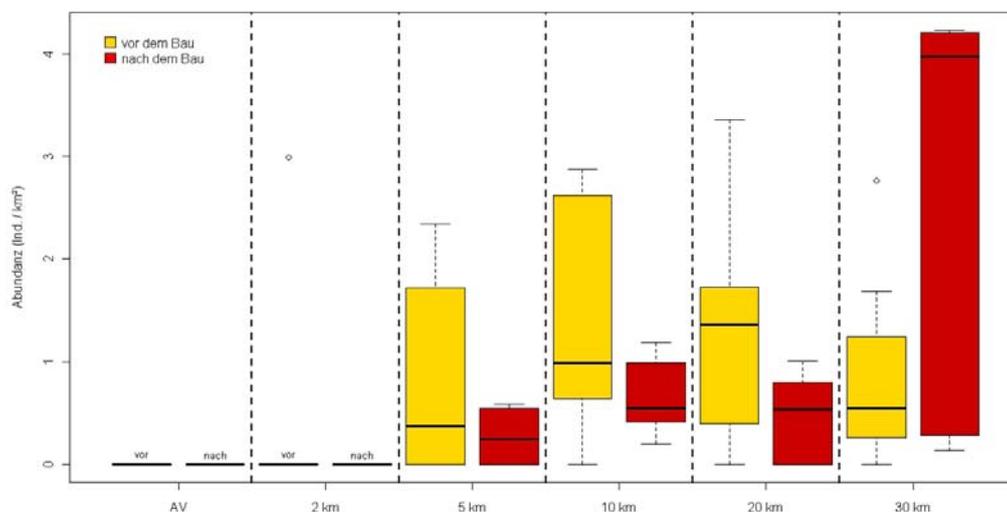


Abbildung 3.4. Vergleich der Seetaucher-Abundanzen vor und nach dem Bau des Windparks „Alpha Ventus“. Die Angaben werden für die sechs, über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen separat angegeben. Für eine bessere Darstellung wurde ein Ausreißerwert in Box 10-km nicht dargestellt (17,51 Ind./km²). Die Boxen stellen jeweils 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Daten) an. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise markieren Ausreißer innerhalb der Datenmenge.

Die Abundanz der Seetaucher nach dem Bau des Windparks zeigte eine starke Abhängigkeit von der Distanz zum Windpark. Die Modellierung mittels GAM ergab, dass die Abundanz der Seetaucher nach dem Bau bis zu einer Entfernung von 2 km zum Windpark signifikant geringer war als im Mittel vom Modell vorhergesagt (Abb. 3.5). Erst ab etwa 2,3 km nahmen die Abundanzen zu und waren signifikant höher als die mittlere Vorhersage ($p=1,59e-05$, $R^2=-0,00043$, $F=6,017$, erkl. Varianz=4,96 %). Somit kann davon ausgegangen werden, dass Seetaucher die Nähe von Windparks meiden und sich erst in weiteren Entfernungen zur Rast niederlassen.

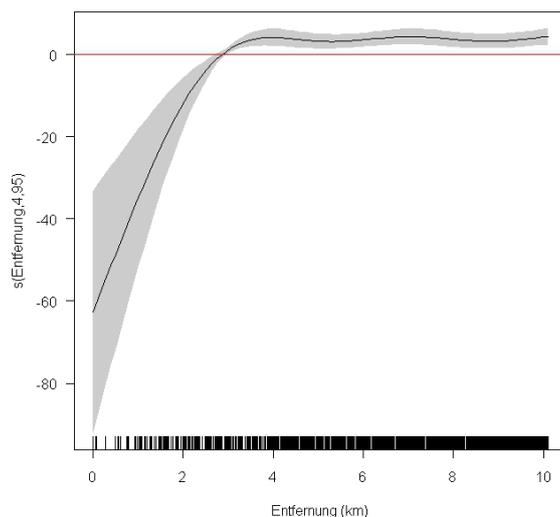


Abbildung 3.5. Einfluss der Entfernung zum Windpark auf die Abundanz der Seetaucher: Die schwarze Linie beschreibt die Abweichung von der modellierten mittleren der Abundanz der Vögel. Der schattierte Bereich gibt das 95%-Konfidenzintervall an, die rote Linie die auf null skalierte modellierte mittlere Abundanz der Seetaucher.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Seetaucher nach dem Bau von „Alpha Ventus“ nicht nur den Bereich bis 2 km um den Windpark gänzlich meiden, sondern dass ihre Konzentrationen besonders in der Entfernungsbox 10-km stark abgenommen haben. Innerhalb der 30-km Box nahm der Bestand der Seetaucher dahingegen deutlich zu, was auf eine Verlagerung der Bestände schließen lässt. Zwar wurden auch vor dem Bau des Windparks nicht viele Seetaucher in der Nähe des Plangebiets beobachtet, doch konnten die Analysen auf kleinräumiger Ebene zeigen, dass Seetaucher bis zwei Jahre nach dem Bau den Windpark und deren Umkreis deutlich meiden und kein Gewöhnungseffekt erkennbar ist.

3.3.2. Veränderungen des Schiffsverkehrs durch den Bau von „Alpha Ventus“

An den sieben Flugtagen vor dem Baubeginn wurden im gesamten Untersuchungsgebiet, das durch die 30-km-Box begrenzt wird, insgesamt sieben Schiffe gesichtet. Fünf dieser Schiffe waren Frachtschiffe, die zwei anderen Fischereifahrzeuge. An den fünf Flugtagen während der Betriebsphase wurden 28 Schiffe gesichtet. Davon wurden zehn der Kategorie der Fischereifahrzeuge zugeordnet. Zwei der Schiffe waren Frachter, jeweils drei waren Behördenschiffe, Schlepper bzw. Bauschiffe für den Windpark. Des Weiteren wurden vier Forschungsschiffe und ein Segelboot gesichtet. Bei zwei weiteren

Schiffen wurden keine genauen Angaben gemacht. In den weiteren Auswertungen wurden alle Schiffe berücksichtigt, auch wenn die Zunahme der Fischkutter nicht unbedingt durch den Bau von „Alpha Ventus“ begründet werden kann. Es kann allerdings auch nicht ausgeschlossen werden, dass (ehemalige) Fischkutter zum Materialtransport während der Bauphase genutzt werden (Güpner pers. Mitt.). Alle diese Schiffe können durch ihre störende Wirkung die Verteilung von Seetauchern beeinflussen. In der 2-km-Box zählten von den zehn dort gesichteten Schiffen nur zwei zu der Kategorie der Fischereifahrzeuge. Die übrigen Schiffe (Behörden-, Forschungs- und Bauschiffe, sowie Schlepper) können mit den Bau- und Wartungsarbeiten an dem Windpark in Verbindung gebracht werden. In den Boxen 5-km, 20-km und 30-km wurden etwa in gleichen Anteilen Fischereifahrzeuge und Behördenschiffe gesichtet.

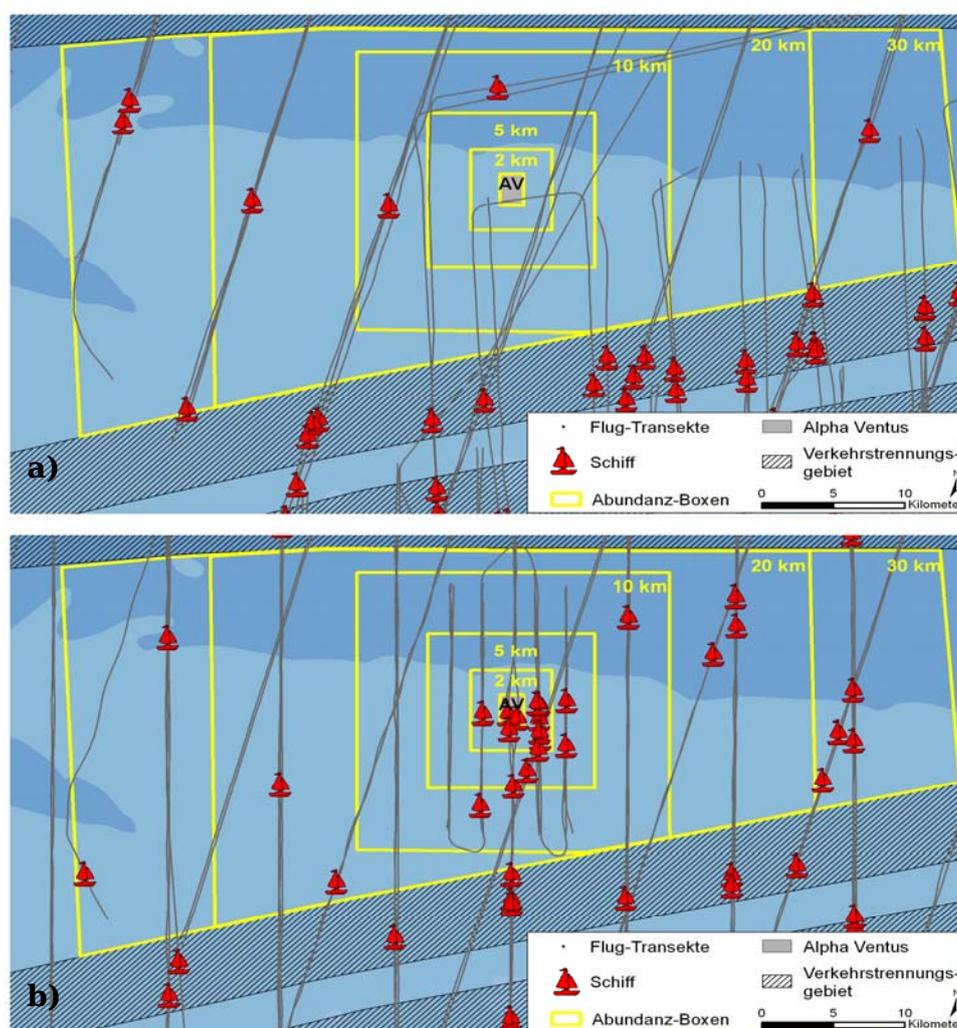


Abbildung 3.6. Verteilung der Schiffe bei Zählflügen a) vor dem Bau (März und April der Jahre 2002–2008) und b) nach dem Bau (März und April der Jahre 2009–2011) in den verschiedenen Abundanz-Boxen im Umkreis des Windparks „Alpha Ventus“ (AV).

Die kartografische Darstellung zeigt, dass vor dem Bau in den Boxen AV, 2-km und 5-km keine Schiffe und in der 10-km-Box zwei Schiffe gesichtet wurden (Abb. 3.6a). Besonders in den drei erst genannten Boxen lässt sich für die Zeit der Betriebsphase eine deutliche Zunahme des Verkehrs erkennen (Abb. 3.6b), jedoch variierten die Abundanzen der Schiffe zwischen den einzelnen Flugtagen stark (Abb. 3.7). Vor dem Bau waren jedoch die Abundanzen der Schiffe in den Boxen 10-km und 30-km höher als während der Betriebsphase.

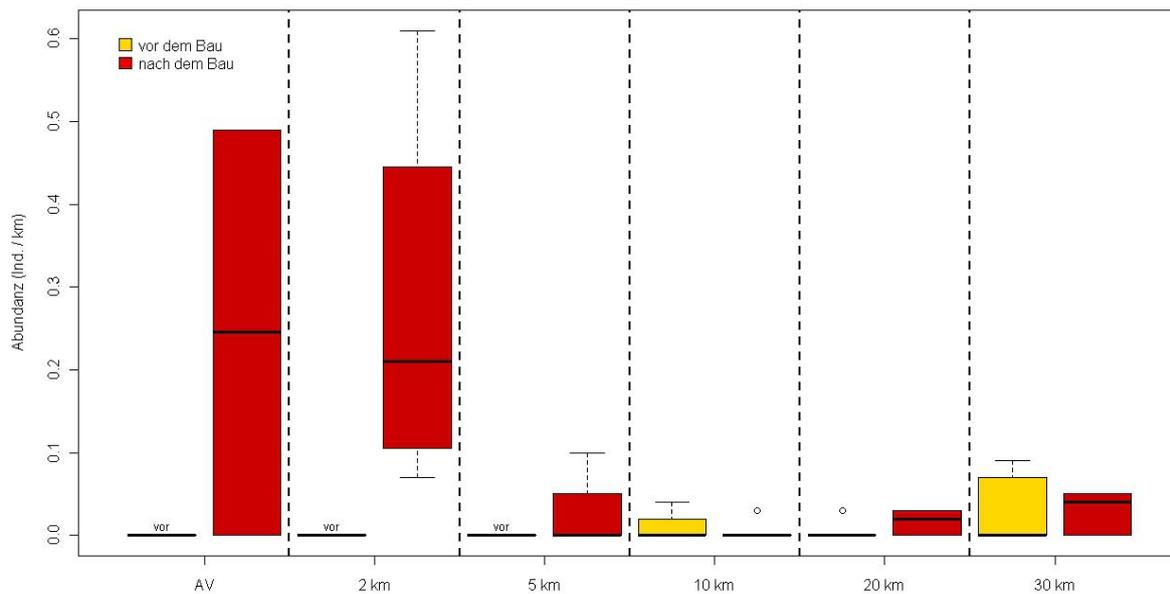


Abbildung 3.7. Vergleich der Schiffsabundanzen vor und nach dem Bau des Windparks „Alpha Ventus“. Die Angaben werden für die sechs, über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen separat angegeben. Die Boxen stellen jeweils 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Daten) an. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise markieren Ausreißer innerhalb der Datenmenge.

Um Hinweise darüber zu erhalten, ob auch der Schiffsverkehr zusätzlich zum Einfluss des Windparks „Alpha Ventus“ die Verteilung der Seetaucher beeinflusst, wurden die Abundanzen der Seetaucher (Ind./km²) und die der Schiffe (Anzahl/km) in Boxplots gegenübergestellt (Abb. 3.8). Dabei wurde nur die Betriebsphase des Windparks untersucht, da in der Phase vor dem Bau nur sehr wenige Daten zur Verteilung der Schiffe vorlagen. Diese Gegenüberstellung verdeutlicht, dass in den beiden Boxen, AV (Windpark) und 2-km, nach dem Bau keine Seetaucher vorkamen, dort jedoch die höchsten Schiffsabundanzen nachgewiesen wurden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass in der Box AV bei geringem Kartieraufwand nur insgesamt zwei Schiffe gesichtet wurden und bei größerem Kartieraufwand innerhalb der 2-km-Box insgesamt acht Schiffe. In der 10-km-Box erreichte der Median der Seetaucher seinen zweithöchsten Wert, dort wurden wiederum zwei Schiffe gesichtet. In den Boxen 20-km und 30-km war die

Verteilung der Schiffsabundanzen in etwa gleich (jeweils drei Schiffe bei variierendem Kartieraufwand), jedoch lässt sich ein deutlicher Unterschied bei den Seetauchern erkennen: Sie hielten sich in signifikant höherer Konzentration in der 30-km-Box auf, so dass hier nicht von einem Einfluss des Schiffsverkehrs ausgegangen wird.

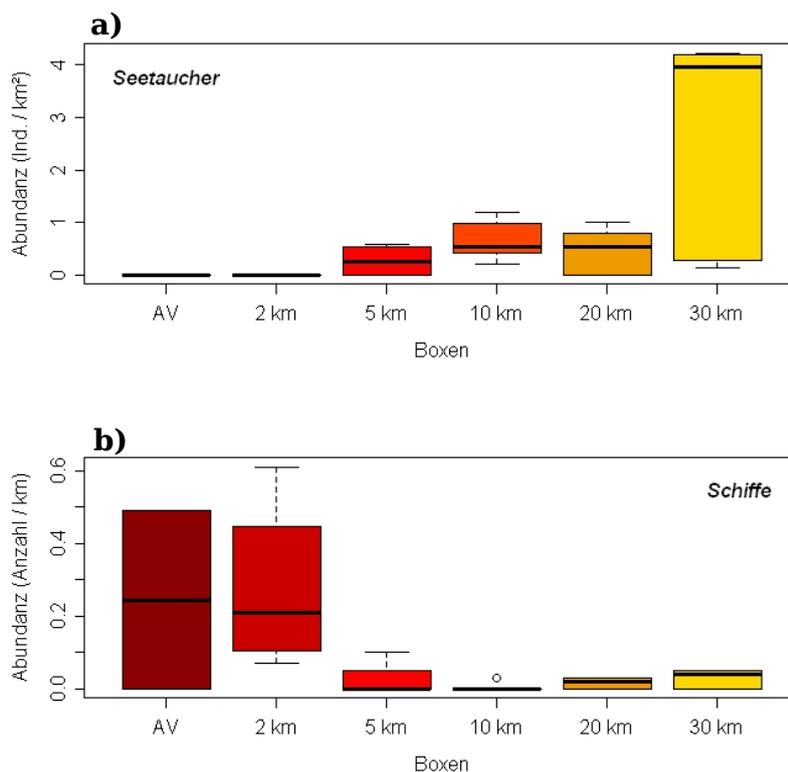


Abbildung 3.8. Abundanzen a) der Seetaucher und b) der Schiffe nach dem Bau des Windparks. Die Angaben werden für die sechs, über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen separat angegeben. Die Boxen stellen jeweils 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Daten) an. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise markieren Ausreißer innerhalb der Datenmenge.

In Abb. 3.9 wurde das gleichzeitige Vorkommen von Schiffen und Seetauchern räumlich und zeitlich höher aufgelöst, indem die sechs ursprünglichen Entfernungsboxen in Ost- und West-Bereiche aufgeteilt und pro Flugtag separat betrachtet wurden. Die Darstellung der Seetaucher-Abundanz in Abhängigkeit der Schiffsabundanz zeigt deutlich, dass sich die höchsten Seetaucher- und Schiffsabundanzen gegenseitig ausschließen. Die Seetaucher hielten sich bevorzugt in den Bereichen auf, in denen keine bzw. nur wenige Schiffe gesichtet wurden (Abb. 3.9). In den Bereichen, in denen Schiffe mit einer Abundanz von mind. 0,2 Schiffen pro kartierter Strecke nachgewiesen wurden, hielten sich keine Seetaucher auf.

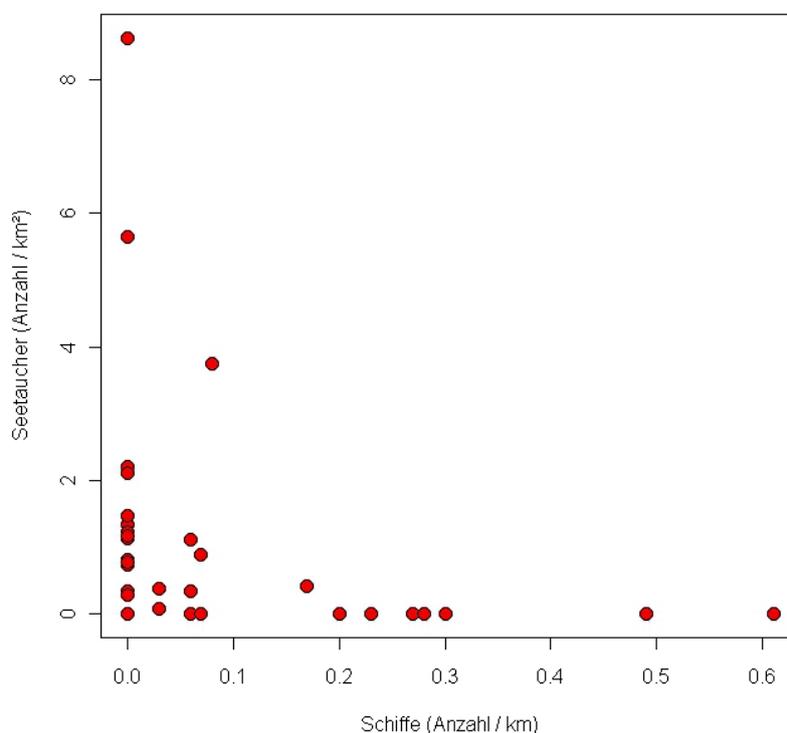


Abbildung 3.9. Zusammenhang zwischen Seetaucher- und Schiffsabundanz in der Umgebung des Windparks „Alpha Ventus“ basierend auf einzelnen Flugtagen nach dem Bau. Die sechs, über die Entfernung zum Windpark definierten Boxen (s. Abb. 3.1) wurden dazu in östliche und westliche Bereiche geteilt, um die räumliche Genauigkeit des Vorkommens von Seetauchern und Schiffen zu erhöhen (s. Kapitel 3.2.2)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der Schiffsverkehr nach dem Bau von „Alpha Ventus“ deutlich zugenommen hat. Die Seetaucher hielten sich mit ihren höchsten Abundanz in den Boxen auf, in denen viele Schiffe gesichtet wurden. Jedoch beruhen diese Ergebnisse auf nur fünf Flugtagen, die eine große Variabilität sowohl im Vorkommen der Seetaucher als auch der Schiffe aufweisen.

3.3.3. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks in der Deutschen Bucht auf das Vorkommen von Seetauchern

Seetaucher halten sich im Frühjahr weiträumig verbreitet in der Deutschen Bucht auf (Abb. 3.10). Ihr Hauptverbreitungsgebiet befindet sich im Norden der Deutschen Bucht westlich von Sylt bis in eine Entfernung von ca. 100 km von der Küste. In diesem Kernbereich des Vorkommens sind bereits fünf Windpark-

Vorhaben genehmigt worden. Ein weiterer Hauptlebensraum der Seetaucher befindet sich nördlich der Ostfriesischen Inseln. Dort kommen die Seetaucher zwar in geringeren Konzentrationen vor, doch spielt dieses Gebiet dennoch eine wichtige Rolle als Rastgebiet für die Seetaucher. Etwas nördlich der dort vorkommenden Hauptkonzentrationsbereiche wurden bereits viele Windpark-Vorhaben genehmigt, einige weitere sind zudem beantragt.

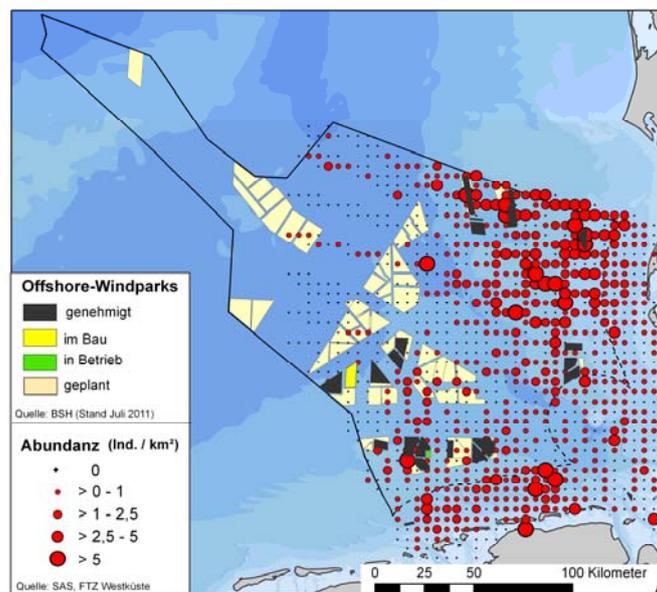


Abbildung 3.10. Verbreitung der Seetaucher in der deutschen Nordsee im Frühjahr basierend auf Flugsurveys der Jahre 2002–2010 sowie die Lage der genehmigten, im Bau und im Betrieb befindlichen Offshore-Windparks (BSH, Stand Juli 2011) und der beantragten Vorhaben.

Auf Basis der oben genannten Ergebnisse sowie durch Berechnungen aus verschiedenen Windkraft-Studien (Petersen et al. 2006, Petersen & Fox 2007) wird davon ausgegangen, dass Seetaucher sowohl die eigentlichen Windparks als auch einen Pufferbereich von 2 km gänzlich meiden (vgl. Abb. 3.3b). Diese Informationen bilden die Voraussetzung für die folgende Analyse, bei der davon ausgegangen wird, dass alle Seetaucher bestehende Windparks bis in eine Entfernung von 2 km meiden und dort somit einen Totalverlust ihres Lebensraums erleiden.

Die Modellierung der Seetaucher-Verbreitung zur Abgrenzung einzelner Konzentrationsbereiche verdeutlicht, dass Seetaucher fast den gesamten Bereich der inneren Deutschen Bucht regelmäßig nutzen (Abb. 3.11). Der Bereich mit mind. 0,2 Ind./km² umfasst dabei eine Fläche von 20.678 km² und wird trotz der dort bereits herrschenden anthropogenen Nutzungen als geeignetes Habitat für Seetaucher angesehen. Zu beachten sind dort zwei Areale, die durch das Modell als Lebensräume für Seetaucher ausgeschlossen wurden, da sie sich dort während der Zählungen nur sehr vereinzelt aufhielten. Eines dieser Areale

befindet sich im Bereich des Jade und Elbe Approach, dort wo die Schiffrouten aus den Häfen Hamburg, Cuxhaven, Bremerhaven und Wilhelmshaven zusammenlaufen. Das zweite Gebiet umfasst den größten Teil des nördlichen VTG „German Bight Western Approach“ und setzt sich dort noch weiter nach Norden fort. Der Abundanzbereich mit mind. 1 Ind./km² umfasst fünf verschiedene große Gebiete mit einer Gesamtflächengröße von 7.099 km². Auch wenn diese fünf Gebiete in den folgenden Auswertungen zusammen betrachtet werden, unterscheiden sie sich stark in ihrer Bedeutung als Rastgebiet. Das südlich gelegene Rastgebiet vor den Ostfriesischen Inseln spielt eine wichtige Rolle für Seetaucher, auch wenn ihre Konzentration (1-1,2 Ind./km²) dort geringer ist als in dem nördlicher gelegenen Rastgebiet. Das größte und wichtigste der fünf Gebiete liegt im Norden der Deutschen Bucht und erstreckt sich hauptsächlich in der AWZ von Sylt im Norden bis vor Eiderstedt. In diesem Bereich konzentriert sich das Seetaucher-Vorkommen und es werden dort die höchsten Abundanzwerte erreicht. Um die Bedeutung dieser beiden Rastgebiete zu berücksichtigen, wurden auch die Bereiche mit mindestens 2 Ind./km² in die Analysen einbezogen und als Kernbereiche der Seetauchervorkommen betrachtet. Die zwei entsprechenden Gebiete befinden sich etwa 50 km westlich von Amrum bzw. nordwestlich von Sylt und nehmen eine Fläche von 2.069 km² ein. Diese Bereiche liegen z. T. im EU-Vogelschutzgebiet (SPA) „Östliche Deutsche Bucht“.

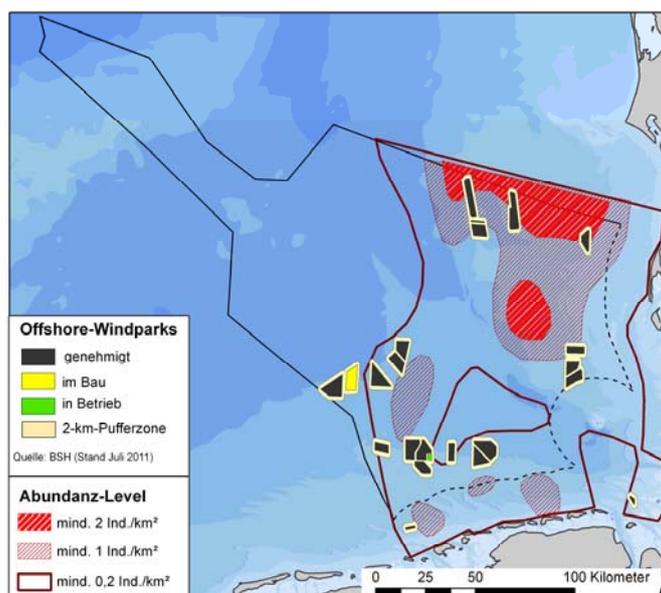


Abbildung 3.11. Mittels GAM modellierte Verbreitungsschwerpunkte von Seetauchern in der deutschen Nordsee (Frühjahr 2002–2010). Dargestellt werden die Bereiche der Abundanzlevel 0,2 Ind./km², 1 Ind./km² und 2 Ind./km² und die Lage der 27 genehmigten, im Bau und im Betrieb befindlichen Offshore-Windparks inkl. einer 2-km-Pufferzone. Nah beieinander liegende Pufferbereiche erscheinen als eine Fläche.

Bis zum Juli 2011 wurden in der deutschen Nordsee 27 Windparks genehmigt, die insgesamt eine Fläche von 915 km² bzw. 1868 km² (inkl. 2-km-Puffer) einnehmen (Tab. 3.2). Von diesen 27 Parks liegen 21 gänzlich im Bereich des 0,2 Ind./km²-Abundanzbereiches der Seetaucher (drei weitere Windparks überlappen nur zum Teil mit diesem Gebiet). Somit liegen 83 % der Fläche aller genehmigten Parks innerhalb dieses Bereiches. Inklusive einer 2-km-Pufferzone nehmen sie eine Fläche von 1.546 km² ein, wodurch 7,5 % des gesamten geeigneten Habitats der Seetaucher verloren gingen. Im Bereich des 1 Ind./km² Abundanzlevel nehmen die Windparks inklusive der Pufferzone 6,0 % der Fläche ein, innerhalb des Bereiches mit mindestens 2 Ind. /km² würden 7,6 % des Kernbereichs durch bereits genehmigte Windparks belegt.

Tabelle 3.2. Prozentualer Flächenverlust durch die genehmigten Windparks separat für die drei verschiedenen Abundanzbereiche der Seetaucher aufgeführt. OWP = Offshore-Windpark.

Abundanz-level	Fläche (km ²)	OWP (km ²)	belegte Fläche (%)	OWP+Puffer (km ²)	belegte Fläche (%)
0,2	20678,4	756,5	3,7	1546,3	7,5
1	7099,5	193,3	2,7	427,8	6,0
2	2069,1	72,4	3,5	157,5	7,6

Im Frühjahr beträgt der mittlere Bestand der Seetaucher in der deutschen Nordsee 18.500 Individuen (16.500 Sterntaucher und 2.000 Prachtttaucher, Garthe et al. 2007). Unter der Annahme, dass 100 % aller derzeit in den Plangebieten der genehmigten Windparks vorkommenden Seetaucher beeinträchtigt werden, verlieren 1.607 Individuen ihren Lebensraum (Grundlage: Abundanz-Bereich: 0,2 Ind./km², Windpark inkl. 2 km Puffer). Dies entspricht 8,7 % des nationalen Frühjahrs-Bestands. In den Bereichen mit mind. 1 Ind./km² werden 960 Individuen aus ihrem Lebensraum vertrieben, im Kernbereich mit mind. 2 Ind./km² sind es 385 Seetaucher. Bezogen auf den nationalen Bestand sind dies 5,2 % bzw. 2,1 % aller in der deutschen Nordsee rastenden Seetaucher. Unter Berücksichtigung des nordwest-europäischen Winterbestandes nach Durinck et al. (1994), der bei den Genehmigungsverfahren der Offshore-Windparks Eingang findet, wird das 1 %-Kriterium durch die 1.607 betroffenen Seetaucher im Abundanz-Bereich 0,2 Ind./km² bereits überschritten (1,5 %). Alleine durch die fünf genehmigten Windparks im Norden der Deutschen Bucht verlieren 1.057 Seetaucher ihren Lebensraum, diese Anzahl entspricht bereits 0,96 % des nordwest-europäischen Winterbestandes.

3.4. Diskussion

3.4.1. Veränderungen durch den Bau von „Alpha Ventus“

Verteilung der Seetaucher

Um die Auswirkungen durch den Bau des Offshore-Windparks zu untersuchen, wurde in dieser Studie eine verbreitungsbasierte Vorher-Nachher-Analyse der großräumigen Verbreitungsmuster der Seetaucher durchgeführt. Dabei wurden die Abundanzen und Bestandszahlen in verschiedenen Entfernungen zum Windpark vor und nach dem Bau verglichen.

Innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes, das durch die 30-km-Box begrenzt wird, ergab sich eine Abnahme der berechneten Seetaucher-Bestände von 2.573 Individuen vor dem Bau auf 1.821 Individuen nach dem Bau des Windparks. Dieser abnehmende Trend spiegelt den von Garthe et al. (2011a) errechneten Bestandsrückgang von knapp zwei Dritteln innerhalb von zehn Jahren in der deutschen Nordsee wider. Die stärkste Abnahme fand dabei zwischen den Frühjahrszeiträumen der Jahre 2004/2005 bis 2008/2009 statt. Auch wenn die Seetaucher in der gesamten deutschen Nordsee einen rückläufigen Trend zeigen, konnte durch diese Studie gezeigt werden, in welchen Bereichen sich der Rückgang in Abhängigkeit vom Windpark „Alpha Ventus“ am stärksten bemerkbar macht:

Innerhalb der 2-km-Box nahmen die Seetaucher-Abundanzen von 0,6 auf 0 Ind./km² ab, innerhalb der 5-km-Box wurde ebenfalls ein Rückgang um 67 % verzeichnet. Dieses Ergebnis deutet stark auf eine Meidung des Windparks und seiner Umgebung hin. Auch die Modellierung der Seetaucher-Abundanzen in Abhängigkeit der Entfernung zum Windpark ergab, dass die Abundanzen der Seetaucher erst ab einer Entfernung von 2 km zum Windpark signifikant zunahmen. Daraus kann eine Meidedistanz von ca. 2 km abgeleitet werden. Dieser errechnete Meideabstand der Seetaucher bestätigt, dass die Berücksichtigung eines 2 km breiten Pufferstreifens um die Windparks für die Bewertung der Effekte sinnvoll und notwendig ist. Auch in Dänemark, den Niederlanden und Großbritannien wurde nachgewiesen, dass Seetaucher bis in Entfernungen von 2-4 km zu den Windparks nur sehr selten vorkommen und diese in weiter Entfernung umfliegen (Petersen et al. 2006 und 2008, May 2008, Percival 2009, Leopold et al. 2010, Krijgsveld et al. 2010). Für Seetaucher wird daher das Risiko von Kollisionen mit den Windenergieanlagen als sehr gering eingestuft. Für ein geringes Kollisionsrisiko spricht zudem ihre geringe Flughöhen (bis 10 m über der Meeresoberfläche, Bemmelen et al. 2011).

Ein Nachteil der hier vorliegenden Studie ist es, dass das Plangebiet von „Alpha Ventus“ sowie die nähere Umgebung vor dem Baubeginn nicht mit vergleichbarem Kartieraufwand untersucht wurden wie nach dem Bau. Daher

wird die Aussagekraft des Vergleichs der Ergebnisse der AV- und 2-km-Boxen leicht gemindert. Da aber in weiterer Umgebung zum Windpark für die Phasen vor und nach dem Bau eine gute Datenreihe zu Grunde liegt, konnten in dieser Studie großräumige Verlagerungen beschrieben werden: Seetaucher verlagerten ihre Hauptkonzentrationsbereiche innerhalb des Untersuchungsgebiets in die vom Windpark weit entfernten 20- und 30-km Boxen. Dabei nutzten sie die westlich und östlich vom Windpark gelegenen Bereiche gleichermaßen. Viele der durchgeführten Windkraft-Studien untersuchten die räumliche Verlagerung der Seetaucher bislang lediglich auf kleinräumiger Ebene (bis ca. 4 km). Die einzige Studie, die sich auch mit Änderungen der Abundanzen auf größerer räumlicher Skala befasste (8 km um den Windpark), wies nach dem Bau des Windparks einen Rückgang der Seetaucher bis zu einer Entfernung von 7 km nach. Erst ab dieser Entfernung glichen sich die Anteile der beobachteten Seetaucher vor und nach dem Bau wieder an (Petersen et al. 2006).

Diese Ergebnisse machen somit deutlich, dass bei einem Effekt-Monitoring während der Betriebsphase eines Windparks nicht nur die nahe Umgebung des Parks, sondern auch das weitere Umfeld untersucht werden sollte. Erst Beobachtungen auf großskaliger Ebene können Hinweise darüber geben, wohin sich die gestörten Seetaucher zurückziehen. Dabei ist zu bedenken, dass der Grad der Störung auch davon abhängt, ob und in welcher Entfernung eine Ausweichmöglichkeit gegeben ist. Das Untersuchungsgebiet um „Alpha Ventus“ befindet sich zwischen den zwei Verkehrstrennungsgebieten, so dass ein Rückzug in nördliche oder südliche Richtung als unwahrscheinlich angenommen wird, da Seetaucher seltener Bereiche mit hohem Schiffsverkehr aufsuchen (vgl. Kapitel 2). Vermutlich deswegen verlagerten die Seetaucher ihr Vorkommen in westlicher und östlicher Richtung in die 30-km-Box. Bei der Bewertung der Effekte ist zu berücksichtigen, dass in den Boxen 2- bis 10-km westlich von „Alpha Ventus“ und innerhalb der 30-km-Box, sowohl westlich als auch östlich, bereits mehrere weitere Windparkvorhaben genehmigt sind. Das bedeutet, dass Seetaucher in den nächsten Jahren auch in diesen Bereichen gestört werden und dann vermutlich in noch weiter entfernte Gebiete ausweichen müssen, da ihr Lebensraum durch die Schifffahrtsrouten zerschnitten ist und sie somit zusätzlich beeinträchtigt sind.

Einige Autoren vermuten jedoch, dass es einige Jahre nach Bau der Windparks zu einem Gewöhnungseffekt kommen wird und gehen daher davon aus, dass die Windparks dann nicht mehr vollständig gemieden werden. Ihre Annahmen stützen sie bisher auf vereinzelte Beobachtungen von Seetauchern in Windparks bzw. in deren Nähe: Percival (2009) beobachtete, dass sich in den Jahren 3 und 4 nach dem Bau von Kentish Flats (Großbritannien) im Umkreis von 1 km zum Windpark wieder vermehrt Seetaucher aufhielten. Auch Leopold et al. (2010) beobachteten 4-5 Jahren nach dem Bau des Windparks Egmond aan Zee

(Niederlande) bei zwei von sechs Schiffssurveys Seetaucher am Rande des Windparks, bei einem weiteren Survey sogar innerhalb des Windparks. Dieser Windpark befindet sich am Rande des eher küstennah gelegenen Hauptkonzentrationsgebiets der dortigen Seetaucher. Während des Surveys, bei dem sich die Seetaucher innerhalb des Windparks befanden, wurden sehr viel mehr Seetaucher im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen als an den übrigen fünf Survey-Tagen. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass Seetaucher aus ihren bevorzugten küstennahen Verbreitungsgebieten aus dichteregulatorischen Gründen lieber in den Windpark auswichen als in die weiter von der Küste entfernten Bereiche.

Die beiden hier zitierten Studien, die leichte Hinweise auf eine Gewöhnung sehen, können allerdings noch nicht als gesicherte Langzeitstudien angesehen werden, da die Untersuchungen sich auf einen Zeitraum von fünf Jahren beschränken. Seetaucher halten sich nicht ganzjährig in den Untersuchungsgebieten auf, sondern konzentrieren sich dort meist in nur wenigen Monaten eines Jahres. Daher basieren die Ergebnisse auch auf nur wenigen Erfassungen pro Jahr. Die Verbreitungsmuster von Seetauchern können allerdings zwischen den einzelnen Monaten und besonders zwischen einzelner Jahre natürlicherweise stark schwanken (Garthe et al. 2008). Daher ist es unerlässlich, dass an bereits bestehenden Windparks lange Forschungsreihen weit über fünf Jahre hinaus durchgeführt werden, um gesicherte Aussagen über die Verlagerung und Stabilität von Konzentrationsbereichen treffen zu können.

Häufigkeit der Schiffe

In Kapitel 2 wurde bereits gezeigt, dass Seetaucher sehr empfindlich auf Schiffe reagieren und ihre Verbreitung durch Schiffsverkehr negativ beeinflusst wird. Da zu erwarten ist, dass durch den Bau der Windparks der Schiffsverkehr durch Forschungs-, Bau- und Wartungsarbeiten zunimmt, habe ich an dieser Stelle erstmals die Zunahme der Schiffe im Bereich um den Windpark „Alpha Ventus“ quantifiziert. Die Ergebnisse machen deutlich, dass die Anzahl der Schiffe nach dem Bau sehr stark zugenommen hat, und dass ihr Vorkommen tageweise stark variierte. Die stärkste Zunahme wurde in den Boxen AV, 2-km und 5-km nachgewiesen. Auch wenn „Alpha Ventus“ als Testfeld gilt und daher unter Umständen verstärkte Forschungsarbeiten in und um den Windpark durchgeführt werden, wird sich auch in den übrigen Windparks nicht nur während des Baus, sondern auch während der Betriebsphase der Verkehr erhöhen, so dass die hier ermittelte Zunahme auch auf andere Plangebiete übertragbar ist. Eine methodische Schwäche der Datengrundlage ist allerdings, dass vermutlich nicht alle Schiffe bis zu einer Entfernung von 4 km erfasst wurden, da die Kartierung der Vögel im Vordergrund steht und aus Zeitgründen einzelne Schiffe möglicherweise nicht notiert wurden. Außerdem basieren die Ergebnisse auf Daten von lediglich fünf Erfassungsflügen. Trotzdem liefern die

Ergebnisse gute Informationen darüber, wo es zu einem starken Anstieg des Schiffsvorkommens gekommen ist. Auch wenn Christensen et al. (2003) zusätzlich zu den Windpark-Effekten Scheucheffekte der Schiffe vermuten, ist es schwierig, diesen Einfluss auf die Seetaucher separat von den Effekten des Windparks abzuschätzen.

Die Gegenüberstellung der gesamten Seetaucher- und Schiffsabundanzen auf Boxen-Ebene verdeutlicht, dass Seetaucher generell seltener oder gar nicht in denjenigen Boxen vorkamen, in denen viele Schiffe gesichtet wurden. Besonders für die Boxen AV, 2-km und 10-km kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Seetaucher sich dort durch die Schiffe gestört fühlten (Abb. 2.7). Bei dieser Analyse wurde jedoch nicht das zeitgleiche Vorkommen an einem Flugtag berücksichtigt. Für eine räumlich- und zeitlich höher aufgelöste Analyse wurden daher die Abundanzen in den nach West und Ost aufgeteilten Segmenten der sechs ursprünglichen Abundanz-Boxen pro Flugtag betrachtet. Hierbei wurde deutlich, dass sich die Seetaucher nur dort mit hohen Konzentrationen aufhielten, wo keine Schiffe gesichtet wurden. In den Bereichen mit den höchsten Schiffsabundanzen hielten sich im Gegenzug keine Seetaucher auf.

3.4.2. Kumulative Auswirkungen aller genehmigten Windparks

Die hier dargestellten Ergebnisse sowie die zitierten Windkraft-Studien verdeutlichen, dass empfindliche Arten wie die Seetaucher stark von Windparks auf dem Meer beeinträchtigt werden. Vögel, die aus ihren optimalen Nahrungsgebieten vertrieben werden, müssen nicht nur in weniger rentable Gebiete für die Nahrungssuche ausweichen, sondern werden u. U. gezwungen, große Umwege in Kauf zu nehmen, um von einem Rastgebiet zum nächsten zu gelangen. Beide Beeinträchtigungen ziehen große energetische Kosten nach sich (Petersen et al. 2006). Zudem geht den Vögeln durch die Umwege sowie durch die Suche nach ungestörten Rastplätzen wertvolle Zeit verloren, die sie zur Nahrungssuche benötigen. Um die Effekte auf die Meeresumwelt bzw. die Rastvögel so gering wie möglich zu halten, ist daher eine sehr gute Standortwahl der Windparks seitens der Genehmigungsbehörden wichtig. Außerdem dürfen die Effekte einzelner Windparks nicht nur alleine für sich betrachtet werden, da berücksichtigt werden muss, wie viel Rückzugsraum für die betroffenen Vögel durch alle Windpark-Vorhaben zusammen verloren gehen würde (Larsen & Guillemette 2007). Daher wurde die Analyse des kumulativen Habitatverlustes, die bereits von Dierschke et al. (2006) am Beispiel der Seetaucher durchgeführt wurde, mit neuen Datenquellen und neusten Informationen über die Meidung von

Schifffahrtsrouten aktualisiert. Durch die durchgeführte Modellierung der Verbreitungsschwerpunkte wurde zudem die Auswertungsmethode deutlich weiterentwickelt, so dass es möglich wurde, verschiedene Verbreitungsgebiete auf Basis von Abundanzwerten gegeneinander abzugrenzen und somit die unterschiedliche Bedeutung einzelner Rastgebiete zu berücksichtigen. Aufgrund der unterschiedlichen Wertigkeit der Rastgebiete können somit die Auswirkungen des Habitatverlustes differenziert bewertet werden. Außerdem wurden auf diese Weise gleich diejenigen Windparks aus der Analyse ausgeschlossen, die sich nicht in dem regelmäßig von Seetauchern genutzten Lebensraum befanden und somit auch kein Störpotential für rastende Seetaucher beinhalten.

Durch die gemeinsame Darstellung der modellierten Verbreitungsgebiete der Seetaucher und der bereits genehmigten Windparks wurde deutlich, dass sich die meisten Windparks (82,7 % ihrer Fläche inkl. 2-km-Puffer) in dem regelmäßig durch Seetaucher genutzten Verbreitungsgebiet befinden. In diesem, durch das 0,2 Ind./km²-Abundanzlevel markierten Gebiet, werden insgesamt 7,5 % der Fläche durch Windparks überbaut. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass in diesem Lebensraum zudem große Flächen durch die Nutzungen Schiffsverkehr und Fischerei belegt werden und daher der tatsächlich als störungsfreie Raum anzusehende Anteil der Fläche sehr viel geringer ist (s. unten).

In dem Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher mit mind. 2 Ind./km² findet dagegen viel weniger Schiffsverkehr bzw. Fischerei statt (vgl. Kapitel 2). Die genehmigten Windparks belegen dort 7,6 % der Fläche. Da in diesem Bereich die Abundanz der Seetaucher sehr hoch ist und dieses Gebiet daher eine sehr große Bedeutung für Seetaucher hat, stellt sich die Frage, wohin die betroffenen Seetaucher ausweichen werden. Durch eigene Beobachtungen ist bekannt, dass Seetaucher in ihren Überwinterungsgebieten eher einzeln oder in kleinen Gruppen vorkommen (FTZ unveröff. Daten). Es lässt sich daher vermuten, dass auch außerhalb der Brutgebiete dichteabhängige Nahrungskonkurrenz für sie eine wichtige Rolle spielt. Somit könnte es durch die Vertreibung aus den Windparkgebieten zu einer Verdichtung der Seetaucher in den störungsfreien Bereichen im Hauptkonzentrationsbereich kommen, was aufgrund dichteabhängiger Konkurrenzmechanismen zu Nahrungsengpässen führen könnte (Lewis et al. 2001, Blanc et al. 2006). Zur Konkurrenzvermeidung müssten die Seetaucher daher in andere Gebiete ausweichen und könnten dort auf suboptimale Nahrungsbedingungen treffen, die Energieverluste oder erhöhten Aufwand bei der Nahrungssuche nach sich ziehen könnten. Die Individuen, die in suboptimalen Bereichen rasten oder durch Störungen durch Schiffe immer wieder auffliegen, erreichen möglicherweise keine optimale Körperkondition, um mit ausreichenden Energiereserven ins Brutgebiet zu fliegen, was zu einem verminderten Reproduktionserfolg der Tiere führen kann

(Hüppop 1995). Eine verschlechterte Körperkondition kann zudem das Mortalitätsrisiko der Altvögel erhöhen (Coulson et al. 1983). Eine erhöhte Mortalitätsrate der Altvögel könnten Seetaucher jedoch so gut wie gar nicht ausgleichen, da sie erst mit drei Jahren geschlechtsreif werden und eine niedrige Fortpflanzungsrate aufweisen (Bauer et al. 2005). Eine sehr geringe Mortalitätserhöhung der Altvögel um 0,3 % führt bei Seetauchern bereits zu einer signifikanten Beeinträchtigung der Population (Rebke 2005).

Da nachgewiesen wurde, dass Seetaucher auch nach mehreren Jahren die Gebiete der in Betrieb befindlichen Windparks noch deutlich meiden (Petersen et al. 2008, Krijgsveld et al. 2010), bedarf es einer Möglichkeit, die Auswirkungen der Windparks auf Seetaucher aus populationsbiologischer Sicht einzuordnen und zu bewerten. Dazu muss abgeschätzt werden können, ob es sich bei den Auswirkungen der Nutzungen um „unzulässige Beeinträchtigungen“ einer Vogelart handelt (Dierschke et al. 2003). Zum Schutz von Wasservogel-Rastgebieten wurde bereits das so genannte Ramsar-Kriterium erschaffen, das einem Rastgebiet einen besonderen Schutzstatus verleiht, wenn dort, mindestens zu einer Jahreszeit, regelmäßig 1 % einer biogeografischen Population einer Vogelart rastet. Auch wenn dieser Wert noch nicht populationsbiologisch abgeleitet werden konnte, schlugen Dierschke et al. (2003) vor, dieses Kriterium auch für den Schutz von Seevögel anzuwenden. Demnach dürften nur 1 % der biogeografischen Population der Seetaucher durch Windparks beeinträchtigt werden. Dieses 1 % Kriterium war in der Genehmigungspraxis der Offshore-Windparks anerkannt (Dahlke 2003) und wurde eine Zeit lang als wichtiges Instrument in den Genehmigungsverfahren verwendet (www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/offshore-windenergie.pdf, Aufgerufen: August 2012), obwohl Dierschke et al. (2003) darauf hinwiesen, dass dieser Schwellenwert artspezifisch modifiziert werden sollte. Als Bezugsgröße für das 1 % Kriterium wurde bislang der Winterrastbestand der nordwest-europäischen Population nach Durinck et al. (1994) zu Grunde gelegt. Diese Zahlen sind jedoch fast 20 Jahre alt und bedürfen daher einer Aktualisierung. Da die Rastbestandszahlen in deutschen Gewässern seit etwa zehn Jahren rückläufig sind (Garthe et al. 2011a), kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch in anderen Nordseeanrainern die Rastbestände zurückgegangen sind. Für die gesamte Ostsee wurden kürzlich aktuelle Zahlen veröffentlicht, die einen drastischen Bestandsrückgang von 56.500 Individuen in den Jahren 1988-1993 auf nur noch 8.575 Individuen (2007-2009) beschreiben (Skov et al. 2011). Da bereits für die deutschen Nordseegewässer, die einen Verbreitungsschwerpunkt der Seetaucher innerhalb der gesamten Nordsee bilden, ein Rückgang der Rastbestände nachgewiesen wurde (Garthe et al. 2011a), muss davon ausgegangen werden, dass diese Rastbestände die Abnahmen in der Ostsee nicht kompensieren konnten. Allein durch die Änderungen der Ostsee-Bestände würde der Bestand von 110.000 Individuen auf mittlerweile nur noch rund 62.000

Individuen quantifiziert werden. Dies zeigt, wie wichtig die Kenntnis über länderübergreifende Bestandszahlen ist, da die hochmobilen Seevögel während ihrer Rast nicht an Ländergrenzen gebunden sind. Bislang gibt es jedoch weder planerische noch politische Vorgaben, die Beeinträchtigungen auf internationaler Ebene berücksichtigen. Daher muss über die Zulässigkeit der Beeinträchtigungen auf nationaler Ebene entschieden werden (Dierschke et al. 2003). Nationale Bestandsgrößen fanden bereits bei der Bewertung von Wasservogel-Rastgebieten Anwendung (Struwe-Juhl 2000), so dass Dierschke et al. (2003) vorschlugen, auch zur Bewertung der Zulässigkeit der Beeinträchtigung von Seevögeln nationale Bestandsgrößen heranzuziehen. Dabei wird die Notwendigkeit unterstrichen, einzelne Effekte nicht isoliert, sondern alle Effekte einer bzw. mehrerer Nutzungen kumulativ zu betrachten.

Um zu demonstrieren, wie wichtig die Auswahl geeigneter Bezugsgrößen bei der Bewertung anthropogener Effekte ist, werden in dieser Arbeit die Anteile der betroffenen Seetaucher sowohl auf den Rastbestand nach Durinck et al. (1994) als auch auf den nationalen Frühjahrsrastbestand (Garthe et al. 2007) bezogen und verglichen: Bevor das 1 %-Kriterium überschritten wird, dürften nach heutigem Kenntnisstand 1.100 bzw. 185 Seetaucher durch die Nutzung Windkraft beeinträchtigt werden. Basierend auf der aktuellen Windpark-Genehmigungslage wären jedoch bereits 1.607 Seetaucher durch die in ihrem gesamten geeigneten Lebensraum genehmigten Windparks betroffen. Dies entspricht 1,4 % des nordwest-europäischen Bestandes und 8,7 % des nationalen Bestandes. Allein durch die fünf genehmigten Windparks im Norden der Deutschen Bucht würden 1.057 Seetaucher ihren Lebensraum verlieren. Diese Anzahl entspricht bereits 0,96 % des nordwest-europäischen Winterbestandes. Dabei beeinflusst schon der einzelne Windpark Butendiek, der im SPA „Östliche Deutsche Bucht“ liegt, 242 Seetaucher, die 1,3 % des nationalen Frühjahrs-Bestandes ausmachen. Diesen Ergebnissen zur Folge dürften in Zukunft nur noch Windparks genehmigt werden, die außerhalb des für Seetaucher geeigneten Lebensraums (gekennzeichnet durch das 0,2 Ind./km²-Abundanzlevel) liegen, um jede weitere Störung des Rastbestandes zu verhindern. Auf einen ähnlichen Ansatz einigten sich das Bundesumweltministerium (BMU) und das Bundesamt für Naturschutz (BfN) Ende 2009. In einem Positionspapier wurde aufgrund von Fachvorschlägen das Hauptkonzentrationsgebiet der Seetaucher dargestellt, was in etwa dem hier modellierten Abundanzbereich von mindestens 1 Ind./km² entspricht. In diesem festgelegten Bereich dürfen seit Ende 2009 keine neuen Windparks mehr genehmigt werden, da sonst mit einer Gefährdung der Seetaucher gerechnet werden muss, die nach Art. 5 VS-RI und § 44 Abs. 1 Nr. 2 nicht zulässig ist. Da Seetaucher dadurch als ein Bestandteil der Meeresumwelt geschützt sind, stellt deren Gefährdung nach § 3 Abs. 1 SeeAnIV einen Versagungsgrund für beantragte Windkraft-Vorhaben dar (BMU 2009). Dieser, auf das Verbreitungsgebiet basierende Ansatz, steht nicht in direktem

Widerspruch zur Anwendung des 1 %-Kriteriums. Jedoch wird auf diese Weise nicht berücksichtigt, dass 1) der ursprüngliche Schwellenwert von 1 % schon längst überschritten ist und 2) auch neue genehmigte Windparks im südlichen Teil der Deutschen Bucht weiterhin eine steigende Anzahl von Seetauchern beeinträchtigen werden.

In diesem Kontext darf außerdem nicht vergessen werden, dass durch den Menschen bereits viele weitere Nutzungen auf dem Meer stattfinden. Wie in Kapitel 2 dargestellt, beeinflusst jegliche Form von Schiffsverkehr, wie regelmäßiger Frachtverkehr und Fischerei, die Verbreitung von Seetauchern. Die beiden Verkehrstrennungsgebiete „Terschelling German Bight“ und „German Bight Western Approach“, die nicht als ein störungsfreier Raum anzusehen sind, verlaufen ebenfalls durch den durch die Modellierung definierten geeigneten Lebensraum. Beide Verkehrstrennungsgebiete, zwischen denen diverse Windparks gebaut werden sollen, umfassen zusammen eine Fläche von 1.664 km². Somit nehmen sie eine größere Fläche ein als alle bereits genehmigten Windparks inkl. ihrer 2-km-Pufferzone. Bei der Bewertung menschlicher Einflüsse sollten daher zukünftig mehrere verschiedene Nutzungsformen berücksichtigt werden, um alle Effekte gleichzeitig und kumulativ zu betrachten. Problematisch dabei ist jedoch die Abschätzung des Störungsgrads jeder einzelnen Nutzung. Während bei der Windkraft nach heutigem Wissensstand noch von einem Totalverlust der Fläche sowie einer 100 %-igen Beeinträchtigung aller Seetaucher ausgegangen wird, ist es bislang nicht möglich, die vom Schiffsverkehr ausgehende temporäre und partielle Störung genau zu quantifizieren. Da zu wenig Informationen über die Schiffsintensitäten, beispielsweise auf Monatsbasis, vorliegen, können lediglich Bewertungsszenarien erstellt werden (Mendel & Garthe 2010b), die zukünftig mit genaueren Daten untermauert werden müssten.

Zudem muss bedacht werden, dass Seetaucher nicht die einzigen Seevögel sind, die empfindlich auf Schiffsverkehr oder gebaute Windparks reagieren. Auch andere Arten, wie Trottellummen oder Trauerenten, werden aus Gebieten mit menschlichen Nutzungen vertrieben und erleiden dadurch entweder einen temporären oder permanenten Habitatverlust (Garthe & Hüppop 2004, Petersen et al. 2006, Krijgsveld et al. 2010). Andere Arten, wie die Heringsmöwe, werden dagegen von Schiffen angelockt und zeigen keine Meidereaktionen gegenüber Windparks (Camphuysen 1995, Garthe & Hüppop 2004, Krijgsveld et al. 2010). Dadurch laufen sie Gefahr, vor allem bei schlechter Sicht, mit den Anlagen zu kollidieren. Für solche Arten kann dadurch das Risiko der direkten Mortalität größer sein als für Arten, die Windparks von vorneherein meiden.

3.4.3. Eignung der Methoden und Ausblick

Die hier durchgeführte Studie konnte verdeutlichen, dass bei der Bewertung der Windpark-Effekte die Wahl der räumlichen Bezugsebene eine wichtige Rolle spielt. Während die meisten bereits durchgeführten Studien die Effekte nur auf kleinräumiger Ebene (höchstens bis 8 km entfernt zum Windpark) betrachten (Petersen et al. 2006, May 2008, Leopold et al. 2010), konnte in meiner Studie gezeigt werden, dass Seetaucher vermutlich großräumig dem Windpark „Alpha Ventus“ ausweichen. Bei der Bewertung muss zudem berücksichtigt werden, welche Ausweichmöglichkeiten sich den Vögeln bieten, da beispielsweise die Verkehrstrennungsgebiete nördlich und südlich des Windparks den Lebensraum der Seetaucher bereits zerschneiden. Ich konnte ebenfalls zeigen, dass der Schiffsverkehr in der Umgebung des Windparks in der Betriebsphase sehr viel höher war als vor dem Bau. Da in Kapitel 2 bereits nachgewiesen wurde, wie empfindlich Seetaucher auf Schiffe reagieren, darf die störende Wirkung des vermehrten Schiffsaufkommens bei einer Effektanalyse an einem Windpark nicht unterschätzt werden.

Im Hinblick auf zukünftige Studien im Themenkomplex der Effekte von Windparks können durch die hier erbrachten Ergebnisse und Erfahrungen Ideen zur Verbesserung der Methoden abgeleitet werden: In zukünftigen Studien sollte für eine bessere Aussagekraft einer Vorher-Nachher-Analyse der Kartieraufwand in den Phasen vor und nach dem Bau vergleichbar sein. In Dänemark und den Niederlanden werden deswegen vor und nach dem Bau dieselben Transektverläufe zur Kartierung gewählt, (Petersen et al. 2006, Leopold et al. 2010). Dabei müssten jedoch auch Bereiche in größerer Entfernung zum Windpark abgedeckt werden. Wenn durch längerfristige Untersuchungen die Stichprobe der Datensätze erhöht wird, könnten auch genauere statistische Analysen in unterschiedlichen Entfernungsklassen unter Berücksichtigung der Variabilität einzelner Flugtage durchgeführt werden. Da es durch meine Studie Hinweise darauf gibt, dass auch der Schiffsverkehr um den Windpark herum Effekte auf die Verteilung der Seetaucher hat, sollte bei zukünftigen Untersuchungen der Faktor Schiffsverkehr stärker berücksichtigt werden. Zum einen könnten bei einer größeren Stichprobe die direkten Entfernungen zwischen den zeitgleich vorkommenden Seetauchern und Schiffen berechnet werden. Zum anderen wäre es möglich, weitere Datenquellen zum Vorkommen von Schiffen in der Windparkumgebung einzubeziehen, um so das Risiko zu minimieren, dass Schiffe wegen der Kartierung zahlreicher Vögel übersehen werden (z. B. durch AIS-Daten).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass eine Modellierung der Vogelverbreitung unter Berücksichtigung konstanter und dynamischer Umweltparameter sowie der Schiffsverteilung pro Flugtag die beste Möglichkeit

bieten würde, um den Einfluss einzelner Parameter in Abhängigkeit von der Entfernung zum Windpark detailliert zu testen. Zudem wären Informationen über die Verteilung von Fischen im Bereich der Windparks sinnvoll, da die Verfügbarkeit von Beute letztendlich den bestimmenden Faktor für die Verbreitung von Seevögeln darstellt.

Bezugnehmend auf die Studie von Dierschke et al. (2006) konnte ich zeigen, wie wichtig eine kumulative Betrachtung der Effekte aller Windparks bzw. aller weiteren Nutzungen ist. Um diese Effekte bewerten zu können, braucht es eine Möglichkeit die Anzahl der tatsächlich betroffenen Tiere in einen populationsbiologischen Zusammenhang einzuordnen. Es ist daher unerlässlich, artspezifische Kenntnisse über die Empfindlichkeit gegenüber sämtlichen Nutzungstypen sowie über aktuelle Bestandsgrößen zu erlangen. Erst durch eine länderübergreifende Zusammenarbeit ist es möglich, Beeinträchtigungen der hochmobilen Seevögel zu bewerten, um so gemeinsame Aspekte zum Schutz gefährdeter Arten erarbeiten zu können.

4. Einfluss von Fischereiaktivitäten auf das Nahrungssuchverhalten von Heringsmöwen

Zusammenfassung

Heringsmöwen gelten als ausgeprägte Fischereifolger, die neben natürlichen Nahrungsquellen sehr häufig den über Bord geworfenen, ungenutzten Beifang (Discard) und Fischereiabfälle als anthropogene Nahrungsquelle nutzen. In dieser Studie wurden erstmalig die mittels GPS-Datenlogger erfassten Nahrungssuchflüge von Helgoländer Heringsmöwen mit Daten zur Fischereiaktivität auf räumlich-zeitlich präziser Ebene verschnitten, um den Einfluss von Fischereiaktivitäten auf das Nahrungssuchverhalten von Heringsmöwen zu bewerten. Auf diese Weise konnte gezeigt werden, dass die Möwen sowohl zu Fischereifahrzeugen flogen, als auch Gebiete aufsuchten, in denen keine Kutter aktiv waren, was auf die Suche nach natürlich vorkommender Beute hindeutet. Der Fischerei als Nahrungsquelle kam dabei im Jahr 2008 eine größere Bedeutung zu als im Jahr 2009. Der Vergleich der Eigenschaften der verschiedenen Nahrungssuchflüge verdeutlichte, dass Heringsmöwen beim Aufsuchen von Fischereifahrzeugen einen größeren energetischen und zeitlichen Aufwand in Kauf nahmen. Jedoch konnten die durchgeführten Nahrungsflüge keiner eindeutigen Flugstrategie zugewiesen werden, denn oft suchten die Möwen zwar gezielt Fischkutter auf, doch flogen sie häufig nicht auf direktem Weg zurück zur Kolonie. Ebenso suchten die Möwen gezielt Gebiete auf, in denen sie ein natürliches Beutevorkommen erwarteten. Die Ergebnisse verdeutlichen somit, dass Heringsmöwen flexibel in ihrer Nahrungswahl sind und natürliche und anthropogene Nahrungsquellen je nach ihrer Verfügbarkeit und Vorhersehbarkeit nutzen können.

4.1. Einleitung

Die Heringsmöwe gehört mittlerweile zu den häufigsten Brutvogelarten der deutschen Nordseeküste. Ab den 1970er Jahren stiegen die Brutbestandszahlen fast exponentiell an, so dass in Deutschland mittlerweile ca. 40.000 Paare brüten (Mittelwerte aus den Jahren 2007–2009 Potel pers. Mitt., Hälterlein pers. Mitt., Dierschke et al. 2008, 2009, 2010). Die größten Kolonien befinden sich auf den Wattenmeerinseln Amrum und Spiekeroog. Der Anstieg der Brutpopulationen lässt sich auch in der vergleichsweise kleinen Kolonie auf Helgoland feststellen. Nach einer kurzen Ansiedlungsphase zu Beginn der 1950er Jahre in der damals großen Silbermöwenkolonie siedelte sich die Heringsmöwe erst ab 1997 dauerhaft auf der Helgoländer Düne an (Dierschke et al. 2011a). Die Zahl der brütenden Heringsmöwen nahm erst langsam zu, bis es dann ab dem Beginn des 21. Jh. zu einem rasanten Anstieg der Brutpaarzahlen kam. Im Jahr 2009 wurden bereits 342 brütende Paare erfasst (Dierschke et al. 2011a).

In den Sommermonaten ist die Heringsmöwe sowohl küstennah als auch in den Offshore-Bereichen der deutschen Nordsee weit verbreitet und sucht dort hauptsächlich auf dem Meer nach mariner Nahrung (Camphuysen 1995, Kubetzki & Garthe 2003). Daher gilt sie im Vergleich zu der Silbermöwe (*Larus argentatus*), die eher im Wattenmeerbereich anzutreffen ist, als typische Offshore-Möwe. In den letzten Jahren mehrten sich jedoch die Beobachtungen von fressenden Heringsmöwen weit im Inland (Schwemmer et al. 2008, Garthe et al. unveröff. Daten).

Auf dem Meer nutzt die Heringsmöwe sowohl natürliche Beute als auch anthropogene Nahrungsquellen. Dabei stellt die Fischerei die wichtigste durch den Menschen geschaffene Nahrungsquelle dar, bei der je nach Fischereityp große Mengen an ungenutztem Fischereibeifang und Abfällen über Bord gegeben werden (Discard, Catchpole et al. 2005). Sehr viele Seevogelarten nutzen diese zusätzliche Nahrungsquelle, wobei die Heringsmöwe in der Nordsee zu den häufigsten Fischereifolgern zählt (Furness et al. 1992, Garthe 1993, Garthe & Hüppop 1994, Camphuysen 1995). Camphuysen (1995) postulierte, dass das Vorkommen der Heringsmöwen weit draußen auf dem Meer nicht nur durch die Präsenz der Fischkutter und die Konkurrenzvermeidung mit Silbermöwen erklärt werden kann, sondern dass auch die eigentlichen Zielbeutearten, pelagische Schwarmfische (Strann & Vader 1992), die Verbreitung der Möwen auf See stark mitbestimmen. Durch nahrungsökologische Untersuchungen anhand von Speiballen und hervorgewürgter Kükennahrung aus verschiedenen Brutkolonien konnte nachgewiesen werden, dass neben pelagischen Schwarmfischen besonders Fischereiabfälle und ungenutzter Beifang eine sehr wichtige Nahrungsquelle für die Heringsmöwe darstellen (Spaans et al. 1994, Walter & Becker 1994, Camphuysen et al. 1995). Je nach Koloniestandort variieren

allerdings die Nahrungspräferenzen der dortigen Brutvögel. Während auf Amrum am häufigsten Schwimmkrabben (*Liocarcinus spec.*) und terrestrische Nahrung gefressen werden (Schwemmer & Garthe 2005), dominieren auf Helgoland Fische, die sowohl natürlich erbeutet werden als auch aus dem Discard der Fischerei stammen (Dierschke & Hüppop 2003, Mendel et al. unveröff. Daten). Es ist jedoch schwierig die unterschiedliche Bedeutung von anthropogenen Nahrungsquellen und natürlich erbeuteter Nahrung durch Speiballenanalysen abzuschätzen, da sich die verschiedenen Beutearten unterschiedlich zersetzen. Beobachtungen auf See und auf dem Festland können zwar Auskunft über die Nahrungs- und Habitatwahl der Möwen geben, jedoch ist es nicht möglich zu beurteilen, aus welcher Kolonie die Heringsmöwen tatsächlich stammen. Camphuysen (1995) nahm an, dass die Lage der Brutkolonie die Vogelverbreitung auf See stark beeinflusst, da es für Brutvögel sowohl energetisch als auch zeitlich sinnvoll ist, möglichst kurze Strecken bei der Nahrungssuche zurückzulegen. Die Abundanzen der Heringsmöwen in der Deutschen Bucht ändern sich jedoch nicht mit der Entfernung zur Kolonie (Garthe 1997), was bedeuten könnte, dass Vögel aus allen Kolonien auch die weit entfernten Offshore-Bereiche aufsuchen. In den letzten Jahren jedoch ist die Anzahl der auf Äckern und Grünland fressenden Heringsmöwen stark angestiegen. Dieses Phänomen lässt vermuten, dass es mittlerweile für die Heringmöwen genauso effektiv ist von der Kolonie aus zum Festland zu fliegen wie auf dem Meer nach Nahrung zu suchen. Dies wirft die Frage auf, ob auch die Brutvögel der Helgoländer Kolonie Tendenzen zeigen, auf dem Festland nach Nahrung zu suchen. Da die Helgoländer Kolonie jedoch ca. 40-50 km vom Festland entfernt liegt, wäre der Weg ans Festland sehr viel weiter als zu den Nahrungsgebieten im Offshore-Bereich der Deutschen Bucht. Für die Helgoländer Möwen könnte es zudem sehr vorteilhaft sein, dass sich ihre Kolonie genau zwischen den Hauptfischereigebieten der küstennahen Garnelenfischerei und der küstenfernen Plattfischfischerei befindet (Pedersen et al. 2009, Sell et al. 2011). Während für die Brutvögel der Wattenmeerinseln der Weg in die küstenferne Plattfischfangzone viel weiter ist als in die Gebiete mit der küstennahen Krabbenfischerei, unterscheiden sich die Wege zu beiden Fischereigebieten für die Helgoländer Vögel nicht.

Durch Beobachtungen auf See können zwar die Verteilungsmuster und das Verhalten der Vögel beschrieben werden, jedoch ist es nicht möglich, auf individueller Basis zu untersuchen aus welcher Kolonie die auf See beobachteten Möwen stammen und welchen Aufwand sie auf sich nehmen, um in vermeintlich gute Nahrungsgebiete zu gelangen. Erst durch den Einsatz von Mini-GPS-Datenloggern ist es nun möglich herauszufinden, welche Nahrungsgebiete die Möwen verschiedener Kolonien tatsächlich aufsuchen. Ebenso tragen Datenlogger dazu bei allgemeine Informationen über die Charakteristika der Nahrungssuchflüge zu sammeln (Dauer, weiteste Entfernung zur Kolonie,

Geschwindigkeit etc.). Der erste Teil dieser Studie beschäftigt sich daher mit den grundlegenden Fragen zur Raumnutzung und charakterisiert die allgemeinen Eigenschaften der Nahrungssuchflüge der Helgoländer Heringsmöwen. Der Fokus dieser Arbeit liegt jedoch auf der Untersuchung, inwieweit die Fischerei die Habitatwahl und das Nahrungssuchverhalten der Heringsmöwen beeinflusst. Bislang war es nicht möglich das orts- und zeitgleiche Vorkommen von Vögeln und Fischereifahrzeugen zu analysieren. Nun aber bietet sich die Gelegenheit hochaufgelöste Fischereidaten des Vessel Monitoring Systems (VMS) als Grundlage für die Fischereiaktivitäten heranzuziehen. Die Kombination der zeitlich und räumlich aufeinander abstimmbaren Daten der Nahrungsflüge der Heringsmöwen mit den genauen Positionsdaten aller aktiven Fischereifahrzeuge lässt erstmals Rückschlüsse auf die individuenbasierte Nutzung von Fischereifahrzeugen als Nahrungsquelle zu.

Die zentralen Fragen dieser Studie lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Wo befinden sich die Hauptaufenthaltsgebiete der Helgoländer Heringsmöwen?
- Welche Rolle spielen Fischereigebiete bei der Wahl der Nahrungshabitate?
- Wie variabel ist das Nahrungssuchverhalten der untersuchten Heringsmöwen?
- Wie unterscheiden sich die Nahrungssuch- und Flugstrategien bezogen auf Fischereifahrzeuge?

4.2. Material und Methoden

4.2.1. Die Heringsmöwe in der Deutschen Bucht

Die Heringsmöwe gehört zu den häufigsten Brutvögeln der Deutschen Nordseeküste und ist in den Sommermonaten auf der Nordsee weit verbreitet. Ihr Bestand während der Sommermonate wird für die gesamte deutsche Nordsee auf rund 76.000 Individuen geschätzt (Garthe et al. 2007). Ihre Hauptverbreitungsgebiete befinden sich sowohl küstennah in der Nähe ihrer Brutkolonien auf den Nord- und Ostfriesischen Inseln als auch weit offshore westlich von Helgoland (Abb. 4.1). Aus dieser Abbildung geht ebenfalls hervor, dass sich die Hauptkonzentrationsbereiche der Heringsmöwen in Gebieten mit hohem Fischereiaufwand befinden (>450 Schleppstunden, Daten des Vessel Monitoring System (VMS, s. Kapitel 1.3.2.) von Mai-Juni der Jahre 2008 und 2009), was die Bedeutung der Fischerei als Nahrungsquelle veranschaulicht.

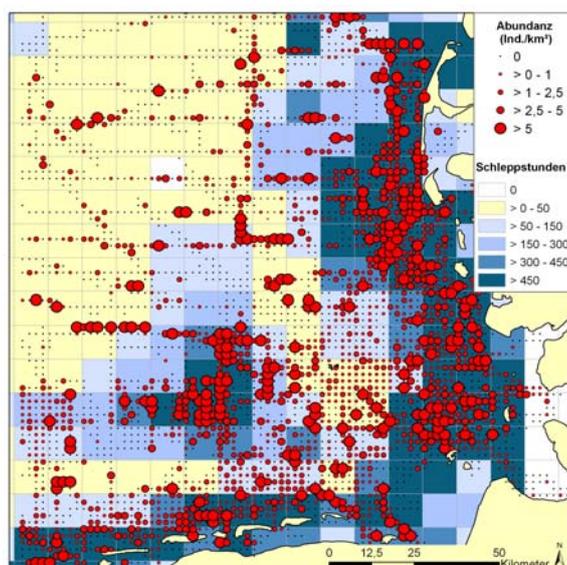


Abbildung 4.1. Verbreitung der Heringsmöwe in der Deutschen Bucht während der Brutzeit (16.5-15.7, 1996-2010, „Seabirds-at-Sea-Datenbank“, FTZ Westküste) unter Einbeziehung der Fischereigeiete (VMS-Daten, Mai-Juni der Jahre 2008 und 2009).

Heringsmöwen brüten hauptsächlich in den Dünen der Nord- und Ostfriesischen Inseln. Die größte Kolonien befindet sich auf Amrum mit etwa 10.000-11.000 Brutpaaren in den letzten Jahren (Hälterlein pers. Mitt.). Eine nur wenig kleinere Kolonie befindet sich auf Spiekeroog. Die im Verhältnis dazu sehr kleine Brutkolonie auf Helgoland mit etwa 300-500 Paaren spielt daher für die Population der deutschen Nordsee nur eine untergeordnete Rolle. Helgoland liegt als einzige deutsche Hochseeinsel in der Deutschen Bucht weit von der Küste entfernt ($54^{\circ}11'N$, $7^{\circ}53'E$, je 53 km von der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeerküste). Ab dem Jahr 1997 ließen sich die Heringsmöwen nach wenigen früheren Brutversuchen wieder auf der Helgoländer Düne nieder, die sich im Gegensatz zur Hauptinsel aus einem Muschelkalk-Kern und aufgespülten Sandflächen zusammensetzt. Dort siedelten sie sich zuerst in der bis dahin großen Silbermöwenkolonie an der Aade an (Abb. 4.2). In den folgenden Jahren besetzten sie auch weitere Brutgebiete in der Mitte der Düne. Im Jahr 2009 wurden rund 340 brütende Paare gezählt (Dierschke et al. 2011a). Da der Schlupferfolg der Küken auf Helgoland in den letzten Jahren sehr gut war, stiegen die Brutpaarzahlen bislang weiter an (2010: 522 Brutpaare, Dierschke et al. 2011b). Über Farbberingungsprogramme gibt es zudem Hinweise darauf, dass im Verhältnis mehr beringte Vögel von Helgoland in den Wintergebieten abgelesen werden als Amrumer Vögel, obwohl dort fast fünfmal so viele Tiere beringt werden (V. Dierschke pers. Mitt.). Möglicherweise sind die Bedingungen für die Helgoländer Heringsmöwen in ihrer Kolonie günstiger, was mit der fehlenden Prädation durch Säugertiere oder aber auch mit besseren Nahrungsgebieten in der Nähe der Kolonie zusammenhängen könnte.



Abbildung 4.2. Brutkolonie der Heringsmöwen auf der Helgoländer Düne (Aade).

4.2.2. GPS-Datenlogger

Um die Nahrungsflüge der Heringsmöwen auf See verfolgen zu können, wurden Mini-GPS-Datenlogger (earth&OCEAN technologies, Kiel) eingesetzt. Diese Geräte zeichnen neben Datum, Uhrzeit und geografischer Position auch die exakte Geschwindigkeit auf, die der Vogel im Moment der Datenspeicherung hatte. Die Datenlogger wurden so programmiert, dass sie alle zwei Minuten eine geografische Position mit den dazugehörigen Informationen speicherten. In diesem Intervallmodus liegt die Genauigkeit des GPS-Signals zwischen 10 und 20 m (Produktinformationen earth&OCEAN technologies). Die Größe eines Datenloggers beträgt 46,5 x 32 x 18,5 mm, zusammen mit einem wasserdichten Gehäuse und dem für die Befestigung verwendeten Klebeband wiegt er 35 g.

Die Heringsmöwen wurden mit Kastenfallen auf dem Nest gefangen. Dieser Fallentyp wird durch einen Stolperfaden von der Möwe selbst ausgelöst, sobald sie sich auf ihr Nest setzt. Auf diese Weise kann ein frühzeitiges Auslösen der Falle ausgeschlossen werden. Nach dem Fang wurde der Datenlogger am Schwanz auf den vier mittleren Steuerfedern kurz unterhalb der Bürzeldrüse mit Tesa-Gewebeband® befestigt. Die vier Steuerfedern bieten genügend Stabilität, behindern den Vogel aber nicht im Flug beim Manövrieren mit dem Schwanz. Um die Vögel auf dem Nest von ihrem Partner unterscheiden zu können, erfolgte eine Farbmarkierung mit einem Tiermarkierungsstift. (s. Abb. 4.3). Zudem wurden die Vögel mit einem Metallring der Beringungszentrale Vogelwarte Helgoland beringt. Nach etwa fünf Tagen wurde mit dem Rückfang der Vögel begonnen. Negative Effekte durch die Datenlogger oder des Handling können weitgehend ausgeschlossen werden, da die gefangenen Heringsmöwen meist schon kurz

nach dem Freilassen wieder zurück zu ihrem Nest flogen und mit dem Brüten fortführen. Auch der Wiederfang nach einigen Tagen gestaltete sich meist recht einfach, so dass davon ausgegangen werden kann, dass kurz zuvor gemachten Erfahrungen beim ersten Fang für den Vogel nicht sehr negativ waren.



Abbildung 4.3. a) Brütende Heringsmöwe in der gesicherten Falle, daneben farbmarkierter, mit Logger ausgerüsteter Partner, b) fliegende Heringsmöwe mit Datenlogger.

Im Jahr 2008 wurden am 24. und 29. Mai insgesamt vier Heringsmöwen mit Datenloggern ausgerüstet. Die Aufzeichnungen der Logger endeten je nach Akkuleistung nach etwa fünf Tagen (28.5, 29.5 und 3.6.08). Im Jahr 2009 wurden insgesamt sechs Heringsmöwen mit Datenloggern ausgestattet, vier am 27. und zwei am 28. Mai. Die Zeit der Aufzeichnungen variierte zwischen zwei und sechs Tagen. Ein Datenlogger lieferte keine Daten.

4.2.3. Nahrungssuchflüge und tageszeitliche Aktivität der Heringsmöwen

Alle durch die Datenlogger aufgezeichneten Datensätze, die aus dem Bereich des Nests oder von der Düne bzw. der Hauptinsel stammten, wurden nicht in die Auswertungen mit einbezogen, da der Fokus dieser Studie auf der Nahrungssuche auf dem Meer lag. Die Daten wurden so bearbeitet, dass für jede Heringmöwe alle durchgeführten Flüge differenziert werden konnten. Als Startzeit eines Fluges wurde die mittlere Zeit zwischen dem letzten Datenpunkt am Nest und dem ersten Datenpunkt, der vom Nest wegführte, verwendet. Es wurden alle Flüge der untersuchten Heringsmöwen als „Nahrungsflüge“ definiert, bei denen die Tiere die Kolonie verließen und sich mindestens eine Stunde auf dem Meer aufhielten. Auf diese Weise konnten „echte“ Nahrungsflüge von solchen Flügen abgegrenzt werden, die beispielsweise durch Störungen

hervorgerufen wurden, oder die dem kurzen Trinken oder Kühlen auf dem Meer dienten. Es wurde außerdem gewährleistet, dass die Heringsmöwen während dieser Nahrungstrips auf dem Meer nach Nahrung suchten und nicht nur für eine kurze Nahrungsaufnahme in das Felswatt der Insel Helgoland flogen.

Die durchgeführten Nahrungsflüge (im Folgenden auch Trips genannt) wurden für die Analyse in zwei verschiedene Kategorien eingeteilt: Die erste Kategorie umfasst alle Nahrungstrips, die nach der Definition mindestens eine Stunde dauerten. Die zweite Kategorie umfasst nur solche Trips, deren Verlauf in Gebiete führte, die mindestens 10 km (Luftlinie) von der Kolonie entfernt lagen. Die Mindestentfernung von 10 km wurde deswegen gewählt, weil die Fischereidaten aus dem Untersuchungszeitraum zeigten, dass im Umkreis von 10 km um die Helgoländer Kolonie kaum Fischerei betrieben wurde. Da die Nahrungsflüge der zweiten Kategorie somit theoretisch in Fischereigebiete führen könnten, wurden diese Trips als „potentielle Fischerei-Trips“ definiert.

Anhand der von den Datenloggern gespeicherten Informationen lässt sich nicht direkt ablesen, ob eine Möwe in die Nähe eines Kutters geflogen ist und dort Discard erbeutete oder ob sie anderswo nach natürlicher Nahrung (z. B. Fisch oder Schwimmkrabben) gesucht hat. Durch die Logger-Daten lassen sich lediglich allgemeine Hinweise auf das Nahrungssuchverhalten ableiten, indem die Flugmuster und Geschwindigkeiten analysiert werden. Um detaillierte Aussagen darüber treffen zu können, wann und wo eine Heringsmöwe einen Kutter aufsuchte und wie lange sie in der Nähe eines Kutters verweilte, ist eine räumlich-zeitliche Verschneidung der Nahrungsflüge mit den Fischereidaten des VMS notwendig (s. unten).

Im **Jahr 2008** führten die vier untersuchten Heringsmöwen insgesamt 22 Nahrungsflüge durch. 14 dieser Trips führten in Gebiete, die mindestens 10 km von der Kolonie entfernt lagen, so dass sie der zweiten Kategorie „potentielle Fischerei-Trips“ zugeordnet werden konnten.

Im **Jahr 2009** fanden insgesamt 26 Nahrungsflüge statt, von denen 18 als „potentielle Fischerei-Trips“ gewertet wurden.

Für jeden einzelnen Nahrungstrip wurden folgende Eigenschaften berechnet: 1) die maximale Entfernung zur Kolonie (Luftlinie), 2) die dabei zurückgelegte Gesamtstrecke und 3) die Dauer des Nahrungsfluges. Zur Berechnung der zurückgelegten Gesamtstrecke wurden die einzelnen Logger-Signale eines Nahrungsfluges zu einer Linie verbunden und anschließend deren Länge in ArcGIS 9.3 (ESRI) mittels der XTools pro (XTools pro for ArcGIS® desktop Version 7.1.0) berechnet. Zusätzlich zu diesen drei Eigenschaften wurde die mittlere Geschwindigkeit, mit der sich die Heringsmöwen fortbewegten,

angegeben. Im Jahr 2008 wurden jedoch zweimal Geschwindigkeiten von über 400 km/h gemessen, die als Messfehler von der Analyse ausgeschlossen wurden. Als weiteres Charakteristikum der Nahrungsflüge wurden die Aktivitätsphasen der Heringsmöwen außerhalb der Kolonie im Tagesverlauf untersucht. Das Verhalten der Heringsmöwen wurde als „Aktivität“ bezeichnet, wenn sich die untersuchten Vögel außerhalb der Kolonie auf einem Nahrungsflug, der mindestens eine Stunde dauerte (s. oben), befanden. Als Maß der Nahrungssuch-Aktivität wurde für jede Tagesstunde die Anzahl der aufgezeichneten Loggersignale der einzelnen Nahrungsflüge zusammengefasst. Für jede Tagesstunde wurde der prozentuale Anteil an allen außerhalb der Kolonie aufgezeichneten Loggersignalen gebildet. Dabei wurde jedoch nicht unterschieden, welche Verhaltensweisen die Möwen auf See zeigten (Umherfliegen oder Rasten). Je höher der Anteil der Loggersignale zu einer Tagesstunde war, desto häufiger waren die Vögel zu dieser Zeit auf dem Meer, um Nahrung zu suchen. Ein geringer Anteil der Loggersignale zu einer bestimmten Tagesstunde zeigte an, dass sich die Vögel seltener auf dem Meer, dafür aber häufiger in der Kolonie aufhielten. Es wurde statistisch mittel GAMs (s. Kapitel 1.4) überprüft, ob die Aktivität der Heringsmöwen im Laufe des Tages variierte.

4.2.4. Nahrungsgebiete der Heringsmöwen in Bezug auf die Lage der Fischereigebiete

Nahrungsgebiete

Mittels Kernel-Homorange-Analysen wurde die Vorkommenswahrscheinlichkeit der nahrungssuchenden Heringsmöwen auf dem Meer ermittelt (s. Kapitel 1.4). Um bei der Analyse zu berücksichtigen, dass die Heringsmöwen nicht die ganze Zeit während ihrer Nahrungsflüge aktiv nach Nahrung suchen, sondern z. T. auch längere Zeit auf dem Meer rasten, wurde anhand der Fortbewegungsgeschwindigkeiten das unterschiedliche Verhalten der Tiere definiert. Auf diese Weise war es möglich Gebiete, in denen die Vögel nicht nur Nahrung suchten, sondern auch rasteten, von Bereichen abzugrenzen, in denen die Vögel vermutlich ausschließlich aktiv nach Nahrung suchten. Diese Bereiche werden im Folgenden als Nahrungsgebiete bezeichnet. Für die Modellierung dieser Nahrungsgebiete wurden nur die Daten verwendet, bei denen sich Heringsmöwen mit Geschwindigkeiten von >10 –35 km/h fortbewegten. Diese Eingrenzung der Daten wurde aus folgenden Gründen vorgenommen: In der Regel erbeuten Heringsmöwen ihre Nahrung durch flaches Sturztauchen aus dem Flug heraus (Camphyusen 1995). Wenn die Möwen aktiven Fischkuttern

folgen, bewegen sie sich dort ebenfalls überwiegend fliegend fort (Sonntag, pers. Mitt.). Die Geschwindigkeit der Kutter während des Schleppens beträgt meist 3-7 kn, was etwa Geschwindigkeiten zwischen 6 und 13 km/h entspricht (Fock 2008). Da auch andere Studien zur Unterscheidung von fliegenden und rastenden Vögel die Grenze von 10 km/h wählten (Grémillet et al. 2004, Weimerskirch et al. 2005), wurde für diese Studie definiert, dass Heringsmöwen vermutlich mit Geschwindigkeiten >10 km/h aktiv nach Nahrung suchen. Als maximale Nahrungssuchgeschwindigkeit wurden 35 km/h festgelegt. Zum einen, weil sich die Heringsmöwen unter Einbeziehung der Geschwindigkeitsdaten >10 km/h im Mittel mit 35 bzw. 36 km/h fortbewegten. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass sich Heringsmöwen während der Nahrungssuche energieeffizient fortbewegen. Nach Pennycuik (1989) liegt die optimale Geschwindigkeit für sehr energieeffizientes Fliegen bei 30,96 km/h. Im Vergleich dazu errechneten Shamoun-Baranes & van Loon (2006) Geschwindigkeiten von 39,50 km/h (V_{mp}). Die in dieser Studie festgesetzte Grenze von 35 km/h befindet sich demnach genau zwischen diesen beiden Werten.

Die Kernel-Homerange-Analyse wurde mit der Home Range Extension für ArcView 3.2 (Rodgers & Carr 1998) durchgeführt. Bei Kernel-Analysen werden auf Basis von Punktdaten unterschiedliche Flächen modelliert, in denen jeweils 5 % - 95 % aller Daten liegen (Details s. Kapitel 1.4). In den im Ergebnisteil dargestellten Abbildungen (Abb. 4.9, Abb. 4.12 und Abb. 4.13) werden zwar die Homerange-Intervalle von 5 % - 95 % angegeben, jedoch muss bei der Interpretation beachtet werden, dass, wie erwähnt, die höchste Punktdichte im Bereich des 5 % Homerange-Intervalls liegt und sich die Vögel somit dort am häufigsten aufhielten.

Da in diese Auswertung lediglich die Daten mit Geschwindigkeiten von >10-35 km/h einfließen, wurden auf diese Weise nur Gebiete auf dem Meer lokalisiert, in denen sich die Heringsmöwen am häufigsten, vermutlich zur Nahrungssuche, aufhielten. Die verwendeten Datensätzen enthielten allerdings auch die An- und Abflüge zu/von der Kolonie. Dies führt zu einer hohen Punktdichte der Logger-Signale rund um die Insel, so dass das durch Kernel-Homerange-Modell diese Bereiche als die wichtigsten Hotspots der Heringsmöwen gewertet wurden. Dieses Problem bei der Auswertung von Logger-Daten beschrieben auch Camphuysen et al. (2012). Es muss daher berücksichtigt werden, dass nicht abschließend geklärt werden kann, ob der Einfluss der An- und Abflug-Daten auf das Ergebnis des Modells tatsächlich so groß ist, oder ob die Heringsmöwen wirklich in der Nähe der Kolonie vermehrt auf Nahrungssuche gingen. Um eine Überschätzung der Gebiete rund um die Kolonie zu minimieren, wurden daher lediglich die Gebiete mit einem 75 % - 95 %-Homerange-Intervall als die Hauptnahrungsgebiete der Möwen definiert. Da diese Gebiete oft nur von ein oder zwei Vögeln angefliegen wurden, führte dies zu einer geringeren Punktdichte als um die Kolonie herum.

Fischereiegebiete

Um die Hauptfischereiegebiete im Untersuchungszeitraum zu analysieren, wurden VMS-Daten (s. Kapitel 1.3.2) verwendet, die während der Zeit der Nahrungsflüge der Heringsmöwen aufgezeichnet wurden (25. Mai - 03. Juni 2008 und 27. Mai - 03. Juni 2009). In einem Radius von 50 km rund um die Insel Helgoland wurden sowohl die Anzahl aller abgesetzten VMS-Signale als auch die Summe der Schleppestunden als Maß für den Fischereiaufwand herangezogen. Um die Lage der Hauptfischereiegebiete zu identifizieren, wurden die Schleppestunden auf Basis eines 2x2 km Rasters summiert.

Für die in dieser Studie durchgeführten Untersuchungen lagen Daten von zwei verschiedenen Fischereitypen vor: 1) von der küstennahen Garnelenfischerei und 2) von der weiter offshore stattfindenden Plattfischfischerei. Die so genannten kleinen Baumkurren unterscheiden sich von den großen Baumkurren durch ihre Maschinenleistung (ICES 2004, zitiert in Fock 2008) und fischen hauptsächlich in küstennahen Gewässern auf Nordseegarnelen (*Crangon crangon*). Sie dürfen aber auch innerhalb der so genannten Plattfischschutzzone nach Plattfischen fischen (Sell et al. 2011). Große Baumkurren dagegen dürfen nur außerhalb dieser Schutzzone aktiv sein und fischen dort hauptsächlich auf Seezunge (*Solea solea*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*). Sowohl die küstennahe Fischerei auf Nordseegarnelen als auch die Plattfischfischerei produzieren sehr große Mengen an ungewolltem Beifang und Fischereiabfällen (Discard). Ulleweit et al. (2010) zeigten durch Mitfahrten auf Fischkuttern, dass die verschiedenen Baumkurren (Fang auf Nordseegarnele bzw. Plattfische) zwischen 56 % und 72 % Discards über Bord geben. Bei der Fischerei auf Plattfische besteht der Beifang zum größten Anteil aus untermaßigen Schollen und Klieschen (*Limanda limanda*), aber auch aus anderen Fischarten und Crustaceen (Catchpole et al. 2005, Ulleweit et al. 2010). In der Garnelenfischerei machen untermaßige Nordseegarnelen die Hälfte des Discards aus, die andere Hälfte setzt sich aus Schwimmkrabben und kleineren Fischen zusammen.

Nahrungsgebiete in Bezug auf die Lage der Fischereiegebiete

Die mittels Kernel-Homerange modellierten Nahrungsgebiete wurden mit der grafischen Darstellung des Fischereiaufwandes verschnitten, um mögliche Überlappungsbereiche sichtbar zu machen. Da aus verschiedenen Studien bereits bekannt ist, dass Heringsmöwen nicht nur tagsüber, sondern auch nachts im Scheinwerferlicht der Fischereifahrzeuge Discard erbeuten (Garthe & Hüppop 1993, Garthe & Hüppop 1996), wurde die Beschreibung der Nahrungshabitate in Bezug auf die Fischereiegebiete differenziert für Tag und Nacht durchgeführt. Die Einteilung der Daten erfolgte auf Basis der Sonnenauf- und untergangszeiten (5:00 und 21:30 Uhr). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass je nach Bewölkung und Mondphase in den Dämmerungszeiten (ab ca. 3:30 bzw. bis ca.

23:00 Uhr) noch genügend Licht vorhanden sein könnte (vgl. Burger & Staine 1993), so dass die Heringsmöwen als optische Jäger auch ohne Scheinwerferlicht der Fischkutter nach natürlicher Nahrung suchen könnten.

4.2.5. Einfluss der Fischereiaktivität auf das Nahrungssuchverhalten

In den folgenden Auswertungen wird das Vorkommen von Heringsmöwen und Fischereifahrzeugen auf einer räumlich-zeitlich hochaufgelösten Ebene betrachtet. Eine räumliche Analyse allein könnte keine Aussage darüber treffen, ob sich Heringsmöwen und Fischkutter zur selben Zeit in demselben Gebiet aufhielten. Da die VMS-Daten anonymisiert weitergegeben wurden, konnten einzelne Kutter nicht unterschieden werden (vgl. Kapitel 1.3.2). Dadurch war es nicht möglich zu differenzieren, ob ein Fischkutter in einem Gebiet häufiger als alle 2 Stunden ein Signal sendete oder ob dort mehrere Kutter aktiv waren.

Um eine möglichst genaue zeitliche Überlappung der Heringsmöwen- und Fischereidaten zu erhalten, wurden für jedes Untersuchungsjahr zehn der „potentiellen Fischerei-Trips“ zufällig ausgewählt und detailliert analysiert. Diese Nahrungsflüge wurden jeweils in stündliche Intervalle unterteilt, die Fischereidaten für den entsprechenden Zeitraum der einzelnen Nahrungsflüge in dreistündige Intervalle. Ein dreistündiges Intervall wurde gewählt, da 36 % aller Kuttersignale zweistündlich abgesetzt wurden (Fock 2008). Somit wurde jeder dieser Kutter mindestens einmal erfasst. Demzufolge wurde dem 10-11 Uhr-Intervall eines Nahrungsfluges ein Fischereiintervall von 9-12 Uhr zugeordnet. Aufgrund der Frequenz der abgesetzten Signale war es jedoch nicht möglich eine minutengenaue Überlappung von Heringsmöwen und Fischkuttern nachzuweisen. Da sich die Fischereifahrzeuge zudem zwischen zwei Signalen im Mittel zwischen 6-9 km fortbewegen können (vgl. Fock 2008), wurde definiert, dass sich eine Heringsmöwe nah an einem Fischereifahrzeug aufhielt, wenn die Entfernung zum nächsten Kutter innerhalb eines Zeitintervalls höchstens 5 km betrug. Darauf basierend wurden die jeweils zehn zufällig ausgewählten Nahrungsflüge in „kutternah“ und „kutterferne“ Trips unterteilt und jeweils für die Jahre 2008 und 2009 zusammengefasst. Für eine weitere Kernel-Homerange-Analyse der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge wurden wiederum Daten mit Geschwindigkeiten zwischen 10-35 km/h verwendet, um die Bereiche auszuschließen, in denen die Heringsmöwen rasteten oder die im schnellen Streckenflug überflogen wurden. So wurden wiederum nur die Bereiche modelliert, in denen Heringsmöwen vermutlich nach Nahrung suchten. Zudem wurden mittels GLM (s. Kapitel 1.4) die Eigenschaften der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge verglichen.

Flugstrategien bei der Nahrungssuche

Als Maß dafür wie zielgerichtet sich ein Vogel zwischen Nahrungsgebiet und Kolonie fortbewegte, wurde für alle zufällig ausgewählten Nahrungsflüge ein Loop-Faktor berechnet, indem die zurückgelegte Gesamtstrecke durch die maximale Distanz zur Kolonie dividiert wurde. Je näher der Wert an 2 lag, desto direkter ist ein Vogel von der Kolonie in ein Nahrungsgebiet hin- und wieder zurückgeflogen. Die Daten wurden für die Jahre 2008 und 2009 zusammengefasst und in die oben beschriebenen Kategorien „kutternah“ und „kutterfern“ unterteilt. Mit einem GLM wurden die Loop-Faktoren beider Kategorien verglichen.

Vier ausgewählte Nahrungsflüge, bei denen die Heringsmöwen sowohl Gebiete mit vorhersagbarer Beute in Form von Fischereiabfällen aufsuchten als auch auf der Suche nach natürlicher Beute über das Meer flogen, dienten zudem als Beispiel, um die unterschiedlichen Nahrungssuchmuster zu beschreiben.

4.2.6. Verwendete Software und durchgeführte Statistik

Die Analyse der Heringsmöwen- und Fischereidaten erfolgte mit den Programmen ArcView 3.2 und ArcGIS 9.3.1 (ESRI). Es wurden dabei folgende Extensions eingesetzt: Animal Movement Funktion für ArcView 3.2 (Hooge & Eichenlaub 2000), HRT-Tools (Home Range Tools for ArcGIS® Version 1.1) und die Xtools pro (XTools pro for ArcGIS® desktop Version 7.1.0). Die statistischen Analysen wurden mit dem freien Statistikprogramm R (Version 2.10.1) durchgeführt (R Development Core Team 2009).

Um die allgemeinen Eigenschaften der Nahrungsflüge zwischen den Jahren zu vergleichen wurden GLMs verwendet, bei denen der Faktor „Individuum“ als Zufallsfaktor ausgeschlossen wurde. Auch die Eigenschaften der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge wurden mit GLMs verglichen, bei denen das „Untersuchungsjahr“ als Zufallsfaktor ausgeschlossen wurde. Vor der Durchführung der Modelle wurde durch den Vergleich der Modellfehler mittels T-Test mit verbundenen Stichproben das für die jeweiligen Daten am besten geeignete Modell bestimmt. Mittels GAMs wurden unter Verwendung des Paketes „mgcv“ die Abhängigkeiten verschiedener Parametern voneinander getestet. Dabei wurde eine quasi-Poisson-Verteilung der Fehler angenommen und innerhalb der Splines quadratische Modelle verwendet. Beispielsweise gingen Faktoren wie „Trip-Dauer“ oder „Distanz zum nächsten Kutter“, als Antwortvariable in das Modell ein, während die zurückgelegte Strecke oder die Tagesstunde als erklärende Variablen eingingen.

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Nahrungssuchflüge und tageszeitliche Aktivität der Heringsmöwen

Nahrungssuchflüge

Im **Jahr 2008** variierten die 22 durchgeführten Nahrungsflüge sowohl zwischen den einzelnen Vögeln als auch auf individueller Ebene (Abb. 4.4). Jede der vier untersuchten Heringsmöwen führte, sowohl räumlich als auch zeitlich gesehen, lange und kurze Nahrungsflüge durch. Dabei flogen sie zwar in alle Himmelsrichtungen rund um die Kolonie, orientierten sich aber vermehrt in nördliche bzw. nordöstliche Richtung. Sie flogen zudem meist unterschiedliche Gebiete an, sowohl im küstennahen Bereich aber auch im Offshore-Bereich westlich der Kolonie.



Abbildung 4.4. Flugmuster der vier mit GPS-Datenloggern ausgerüsteten Heringsmöwen im Jahr 2008. Jede Farbe stellt alle Nahrungsflüge eines Individuums dar.

Auch im **Jahr 2009** variierten die einzelnen Nahrungsflüge sowohl zwischen den fünf untersuchten Heringsmöwen als auch auf individueller Ebene. Im Gegensatz zum Vorjahr führten die 26 Nahrungsflüge überproportional oft in Bereiche etwa 20 km westlich der Insel und seltener in küstennah gelegene Gebiete (Abb. 4.5). Zudem flogen die Heringsmöwen nicht so weit nach Norden wie im Jahr 2008. Wie auch im Vorjahr suchten die Vögel keine Gebiete auf, die sich weiter als 10 km entfernt südlich der Kolonie befanden.



Abbildung 4.5. Flugmuster der fünf mit GPS-Datenloggern ausgerüsteten Heringsmöwen im Jahr 2009. Jede Farbe stellt alle Nahrungsflüge eines Individuums dar.

Im **Jahr 2008** betrug die gemittelte maximale Entfernung zur Kolonie $20,5 \pm 16,9$ km, die weiteste Entfernung zur Kolonie während eines Trips betrug 49,5 km (Tab. 4.1). Knapp 23 % aller Nahrungsflüge führten in Gebiete, die weiter als 40 km von der Insel entfernt lagen (Abb. 4.6). Die mittlere zurückgelegte Gesamtstrecke aller Nahrungstrips betrug $69,2 \pm 59,3$ km. Die Nahrungsflüge dauerten durchschnittlich $5,9 \pm 4,4$ Stunden. In 27 % der Fälle waren die Möwen jedoch nicht länger als zwei Stunden auf dem Meer. Zwei der Nahrungsflüge dauerten dagegen über zwölf Stunden. Sieben der 22 Nahrungsflüge begannen in den Nachmittags- oder Abendstunden und dauerten die Nacht über an, so dass die Möwen erst am folgenden Morgen wieder zur Kolonie zurückkehrten. Bei den 14 „potentiellen Fischerei-Trips“ betrug die gemittelte maximale Entfernung zur Kolonie $29,8 \pm 14,2$ km, das Mittel der zurückgelegten Gesamtstrecke $100,0 \pm 53,5$ km. Diese Nahrungsflüge dauerten durchschnittlich $8,1 \pm 4,0$ Stunden, bei allen waren die Möwen länger als zwei Stunden auf dem Meer.

Die gemittelte gemessene Bewegungsgeschwindigkeit der Heringsmöwen betrug $13,0 \pm 18,3$ km/h. Die maximale gemessene verwertbare Geschwindigkeit lag bei 105 km/h. 65,9 % aller Daten ($n = 3556$) lagen im Geschwindigkeitsbereich von 0-10 km/h. Das verdeutlicht, dass Heringsmöwen einen großen Teil der Zeit schwimmend oder langsam fliegend verbrachten. Der Ausschluss dieser Daten (da Geschwindigkeit < 10 km/h = rastende Tiere) ergab eine mittlere Fluggeschwindigkeit von $35,4 \pm 15,0$ km/h. Die grafische Darstellung der Geschwindigkeitsklassen ab 10 km/h zeigt, dass der Anteil der gemessenen Geschwindigkeiten in der Klasse $> 25-35$ km/h am höchsten war (Abb. 4.7).

Im **Jahr 2009** legten die Heringsmöwen bei den insgesamt 26 Nahrungsflügen durchschnittlich eine maximale Entfernung von $18,5 \pm 12,3$ km zur Kolonie

zurück. Nur während eines Nahrungsflugs wurde eine Entfernung von über 40 km (42,7 km) erreicht (Tab. 4.1, Abb. 4.6). Die mittlere zurückgelegte Gesamtstrecke betrug $64,7 \pm 50,5$ km. Die Nahrungsflüge dauerten durchschnittlich $4,8 \pm 5,2$ Stunden. 34,6 % der Trips waren allerdings kürzer als 2 Stunden. Bei zwei Nahrungsflügen hielten sich die Vögel jedoch über 18 Stunden auf dem Meer auf. Diese beiden Trips begannen gegen Mittag und dauerten die Nacht über an. Während im Jahr 2008 sieben Trips auch zu Nachtstunden durchgeführt wurden, konnte dies 2009 nur für insgesamt vier Nahrungsflüge festgestellt werden. Bei der Betrachtung der 18 „potentiellen Fischerei-Trips“ zeigte sich, dass die mittlere maximale Distanz zur Kolonie $24,3 \pm 10,2$ km betrug, das Mittel der zurückgelegten Gesamtstrecke $86,0 \pm 47,1$ km. Im Mittel hielten sich die Vögel $6,2 \pm 5,8$ Stunden auf dem Meer auf.

Tabelle 4.1. Charakteristika der Nahrungsflüge der Jahre 2008 und 2009 für alle Nahrungsflüge (n = 22 bzw. 26) und die „potentiellen Fischerei-Trips“ (n = 14 bzw. 18).

		Brutsaison 2008			Brutsaison 2009		
		n	Median	Range	n	Median	Range
<i>alle Nahrungstrips</i>	Max. Distanz (km)	22	16,1	2,1 – 49,5	26	17,5	3,7 – 42,7
	Gesamt- strecke (km)	22	50,7	7,6 – 218,9	26	55,6	11,8 – 197,4
	Trip- Dauer (Dez.std)	22	5,8	1,0 – 15,5	26	3	1,0 – 21,0
<i>potentielle. Fischerei- Trips</i>	Max. Distanz (km)	14	27,8	11,2 – 49,5	18	21,4	10,3 – 42,7
	Gesamt- strecke (km)	14	98,8	24,7 – 218,9	18	77,3	24,1 – 197,4
	Trip- Dauer (Dez.std)	14	8,1	2,3 – 15,5	18	4,6	1,9 – 21,0

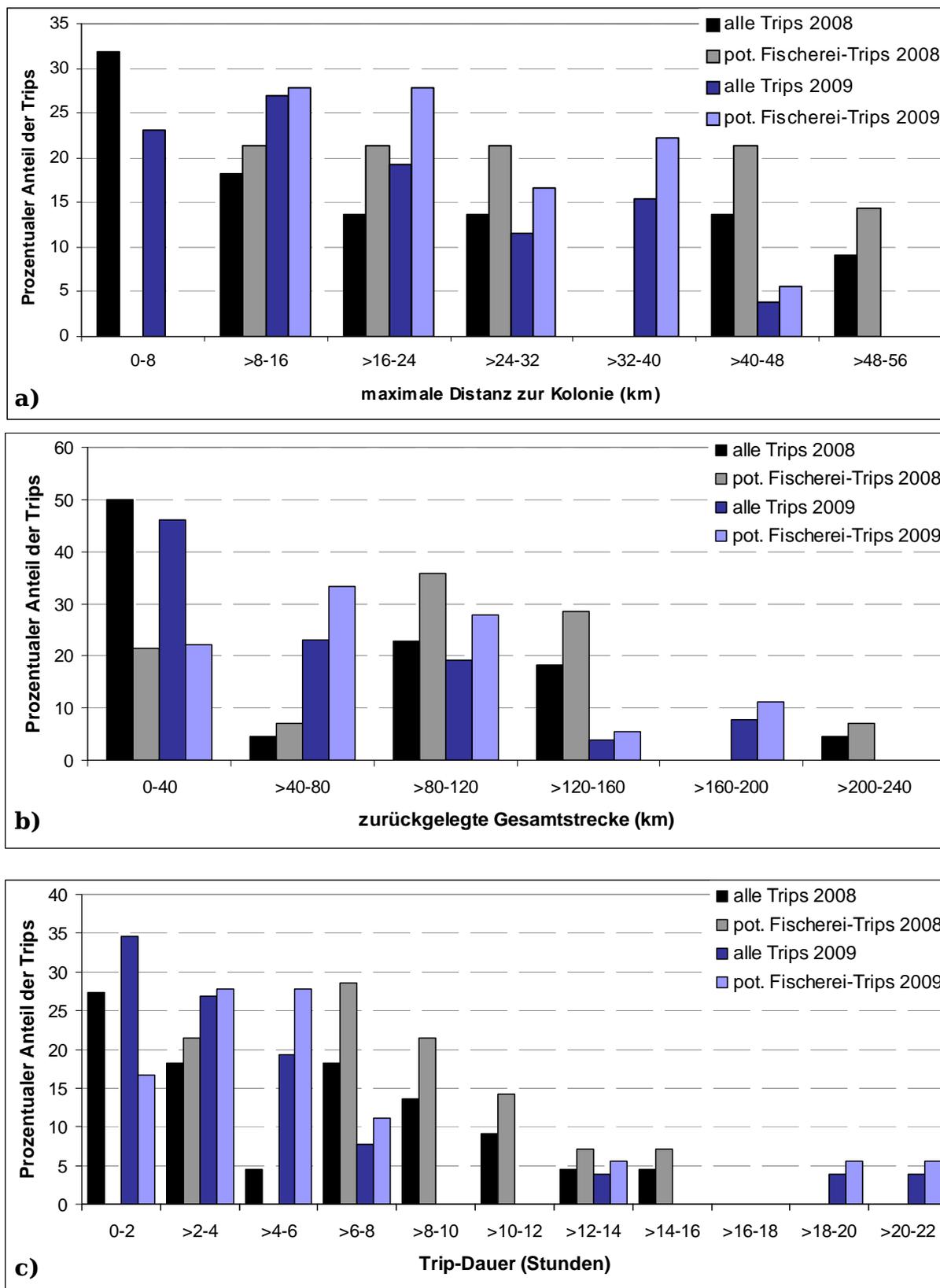


Abbildung 4.6. Prozentuale Häufigkeit der Daten aller durchgeführten Nahrungsflüge, sowie der „potentiellen Fischereitrips“, jeweils für die Jahre 2008 und 2009. Dabei wird unterschieden zwischen a) der maximalen Distanz zur Kolonie, b) der zurückgelegten Gesamtstrecke und c) der Trip-Dauer.

Für das Jahr 2009 wurde eine durchschnittliche Fortbewegungsgeschwindigkeit von $16,0 \text{ km/h} \pm 18,8$ errechnet. Die höchste gemessene Geschwindigkeit betrug 85 km/h . Wie im Vorjahr konnten auch 2009 die meisten Daten ($59,1 \%$) der Geschwindigkeitsklasse $0\text{--}10 \text{ km/h}$ zugeordnet werden. Der Ausschluss dieser Daten (da Geschwindigkeit $<10 \text{ km/h}$ = rastende Tiere) ergab eine mittlere Fluggeschwindigkeit von $36 \pm 13,2 \text{ km/h}$. Obwohl sich die maximalen Geschwindigkeiten in beiden Jahren voneinander unterschieden, ähnelten sich die Anteile an den einzelnen Geschwindigkeitsklassen sehr. Auch im Jahr 2009 befand sich der zweithöchste Anteil der gemessenen Geschwindigkeiten in der Klasse $>25\text{--}35 \text{ km/h}$ (Abb. 4.7).

Der **Vergleich der Jahre 2008 und 2009** ergab für die maximale Entfernung zur Kolonie, für die zurückgelegte Gesamtstrecke und die Tripdauer aller Nahrungsflüge jeweils keinen signifikanten Unterschied (GLM: $p = 1,0$ bzw. $p = 1,0$ bzw. $p = 0,7$). Dies galt auch für den Vergleich der 14 bzw. 18 „potentiellen Fischerei-Trips“ (GLM: $p = 0,2$ bzw. $p = 0,6$ bzw. $p = 0,4$).

Sowohl im Jahr 2008 als auch im Jahr 2009 hing die zurückgelegte Gesamtstrecke stark von der maximalen Distanz zur Kolonie ab. Das bedeutet, dass die Heringsmöwen in der Regel nur weitere Strecken auf sich genommen haben, um sich weit von der Kolonie zu entfernen (GAM):

(2008: $n = 22$, $p = 3,52e-09$, $R^2 = 0,875$, erkl. Varianz = $92,4 \%$, $F = 50,11$;

2009: $n = 26$, $p = 4,79e-06$, $R^2 = 0,695$, erkl. Varianz = $79,2 \%$, $F = 14,51$).

In beiden Untersuchungsjahren wurde die Dauer der Nahrungsflüge durch die maximale Distanz zur Kolonie und die zurückgelegte Gesamtstrecke bestimmt (GAM):

(2008 Distanz: $n = 22$, $p = 5,84e-05$, $R^2 = 0,691$, erkl. Varianz = $68,5 \%$, $F = 17,64$;

2008 Strecke: $n = 22$, $p = 4,04e-07$, $R^2 = 0,845$, erkl. Varianz = $82,0 \%$, $F = 31,04$;

2009 Distanz: $n = 26$, $p = 0,00196$, $R^2 = 0,424$, erkl. Varianz = $61,2 \%$, $F = 5,702$;

2009 Strecke: $n = 26$, $p = 1,59e-11$, $R^2 = 0,867$, erkl. Varianz = $84,3 \%$, $F = 140,7$).

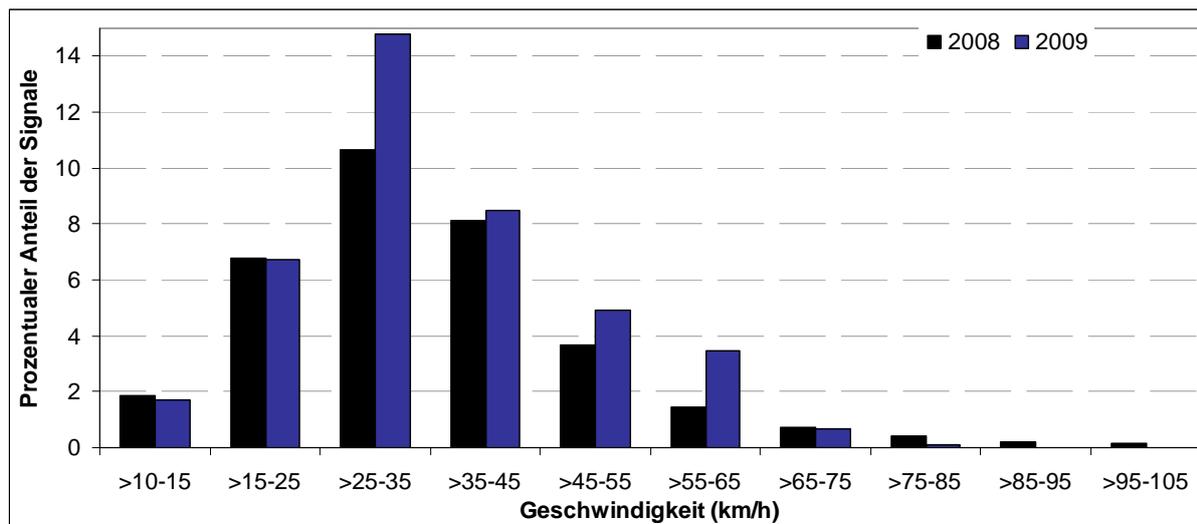


Abbildung 4.7. Prozentuale Häufigkeit der Fluggeschwindigkeiten (>10 km/h) während der Nahrungssuchflüge in den Jahren 2008 und 2009.

Tageszeitliche Aktivität der Heringsmöwen

Die Aktivitätsmuster der untersuchten Heringsmöwen außerhalb der Kolonie wiesen in beiden Untersuchungsjahren von früh morgens bis 10 Uhr am Vormittag eine große Ähnlichkeit auf, später am Tag zeigten sich dann einige Unterschiede.

Im **Jahr 2008** waren die Heringsmöwen am häufigsten um 5 Uhr morgens zur Zeit des Sonnenaufgangs außerhalb der Kolonie aktiv. Die Anzahlen der Loggersignale außerhalb der Kolonie nahmen bis 8 Uhr deutlich ab und erreichten zu dieser Zeit den Minimalwert, was bedeut, dass sich gegen 8 Uhr die meisten Vögel in der Kolonie aufhielten. Der prozentuale Anteil der Loggersignale, die außerhalb der Kolonie aufgezeichnet wurden, schwankte bis 20 Uhr zwischen 2,5 % und 4,5 %. Um 22 Uhr erreichte der Anteil der Loggersignale einen zweiten Höhenpunkt, der anzeigt, dass zu dieser Zeit viele Möwen auf dem Meer aktiv waren. Die Aktivität nahm von da an wieder langsam ab und erreichte ein weiteres Tief um 3 Uhr früh. Die Aktivitätsphasen der Heringsmöwen waren stark von der Tageszeit abhängig und zeigten im Laufe des Tages deutliche Unterschiede (Abb. 4.8, GAM; $n = 24$, $p = 0,00187$, $R^2 = 0,852$, erkl. Varianz = 93,8 %, $F = 7,659$).

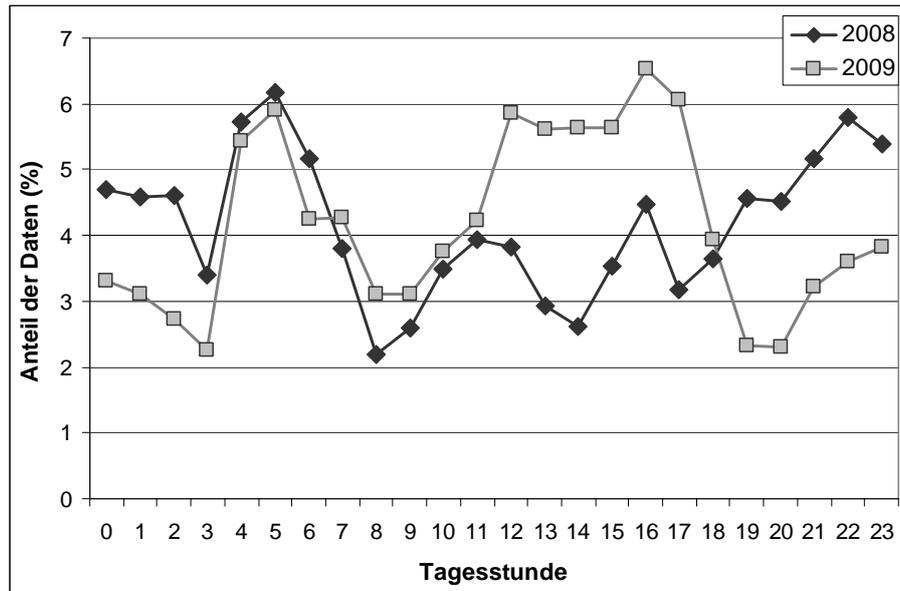


Abbildung 4.8. Aktivitätsmuster der Heringsmöwen für die Jahre 2008 und 2009 basierend auf dem prozentualen Anteil der Loggersignale, die außerhalb der Kolonie aufgezeichnet wurden.

Wie auch im Vorjahr waren die Heringsmöwen im **Jahr 2009** um 5 Uhr morgens am häufigsten außerhalb der Kolonie aktiv. Ebenfalls bis 8 und 9 Uhr kehrten sie zur Kolonie zurück, so dass der Anteil der Loggersignale deutlich abnahm. Zum Mittag hin stieg die Anzahl der Loggersignale, die außerhalb der Kolonie empfangen wurden, wieder stark an und erreichte um 16 Uhr den Maximalwert. Um 19 und 20 Uhr hielten sich die Heringsmöwen am häufigsten in der Kolonie auf und zeigten somit deutlich weniger Nahrungssuchaktivität. Diese nahm aber bis 23 Uhr wieder ein wenig zu, um dann bis 3 Uhr wie auch im Vorjahr stark zu sinken. Die Aktivitätsphasen der Heringsmöwen waren stark von der Tageszeit abhängig und zeigten im Verlauf des Tages deutliche Unterschiede (Abb. 4.8, GAM; $n = 24$, $p = 0,000609$, $R^2 = 0,919$, erkl. Varianz = 96,9 %, $F = 13,06$).

4.3.2. Nahrungsgebiete der Heringsmöwen in Bezug auf die Lage der Fischereigebiete

Lage der Nahrungsgebiete

Die Modellierung der Nahrungsgebiete der Heringsmöwen für das Jahr 2008 zeigt, dass die vier Vögel viele Gebiete rund um die Kolonie nutzten. Dabei muss berücksichtigt werden, dass zwar die meisten Loggersignale rund um Helgoland aufgezeichnet wurden, aber nicht geklärt werden kann, welchen Einfluss die An- und Abflüge auf die Kernel-Modellierung haben (s. Kapitel 4.2.4).

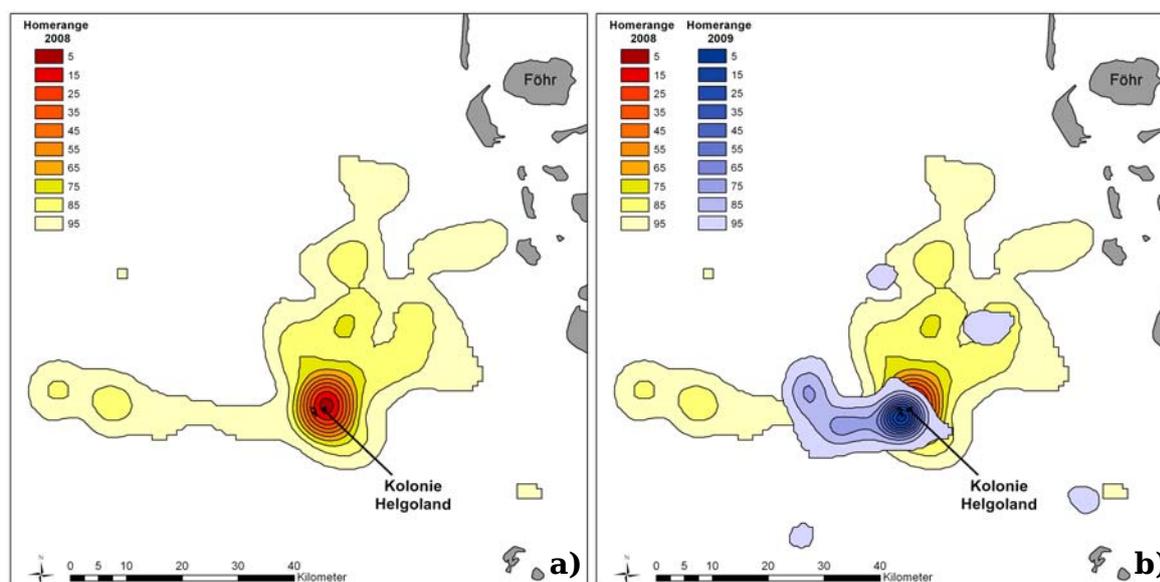


Abbildung 4.9. Lage der Nahrungsgebiete der untersuchten Heringsmöwen (Geschwindigkeit >10-35 km/h) in den Jahren a) 2008 und b) 2009 (zur Verdeutlichung wird das Jahr 2008 (gelb) im Hintergrund gezeigt).

Daher wird die Lage der Nahrungsgebiete der Möwen über die 75-95 %-Homerange-Intervalle beschrieben. Die von den Möwen zur Nahrungssuche genutzten Bereiche lagen somit sowohl in küstennahen Gebieten als auch weit offshore westlich der Kolonie (Abb.4.9a). Zudem wurden verschiedene Areale nördlich der Insel Helgoland aufgesucht.

Im **Jahr 2009** stammten die meisten Loggersignale ebenfalls aus dem Bereich rund um die Kolonie (Abb. 4.9b). Zwei kleine Nahrungsgebiete lagen nördlich der Insel sowie südwestlich und südöstlich von ihr. Westlich der Kolonie befand sich ein deutlich größeres Nahrungsgebiet, das für alle fünf Möwen eine zentrale Bedeutung hatte (Homerange-Intervalle 45 %-95 %).

Die gemeinsame Darstellung der Nahrungsgebiete der Jahre 2008 und 2009 macht deutlich, dass die Heringsmöwen im Jahr 2008 eine viel größere Fläche während ihrer Nahrungsflüge nutzten als im Jahr 2009. Im Jahr 2008 lagen 95 % aller Daten zur Nahrungssuche in einem Gebiet mit einer Größe von 1653 km². Im Jahr 2009 umfasste das Nahrungssuchgebiet mit 95 % aller Daten nur 433 km².

Lage der Fischereigebiete

In den beiden Untersuchungs Jahren unterschieden sich die Anzahlen der VMS-Signale der fischenden Fischereifahrzeuge in einem Umkreis von 50 km um die Helgoländer Düne deutlich. Während der Untersuchungsperiode im Jahr 2008 wurden insgesamt 16.918 Signale registriert, im Jahr 2009 dagegen nur 8.438.

Auf einen Tag umgerechnet wurden im Jahr 2008 0,22 Kuttersignale pro km² aufgezeichnet, im Jahr 2009 dagegen lediglich 0,13 Signale. Es ergab sich zudem ein deutlicher Unterschied der Schleppzeiten als Maß für die Fischereiaktivität. Während im Untersuchungszeitraum 2008 etwa 625 Stunden pro Tag gefischt wurde, waren es im Jahr 2009 dagegen nur rund 406 Stunden pro Tag.

Die Hauptfischereigegebiete zeigten in beiden Untersuchungsjahren recht ähnliche Ausdehnungen (Abb. 4.10a und b). Das küstennahe Garnelenfanggebiet erstreckte sich in beiden Jahren entlang der gesamten deutschen Küste, jedoch dehnte es sich 2008 besonders vor den Nordfriesischen Inseln weiter nach Westen und wurde sehr viel stärker befischt als im Jahr 2009 (2008: 480 Stunden pro Tag; 2009: 293 Stunden pro Tag). Das offshore gelegene Plattfischfanggebiet erstreckte sich im Jahr 2008 weiter nach Norden und wurde etwas intensiver befischt als im Jahr 2009 (2008: 145 Stunden pro Tag; 2009: 113 Stunden pro Tag).

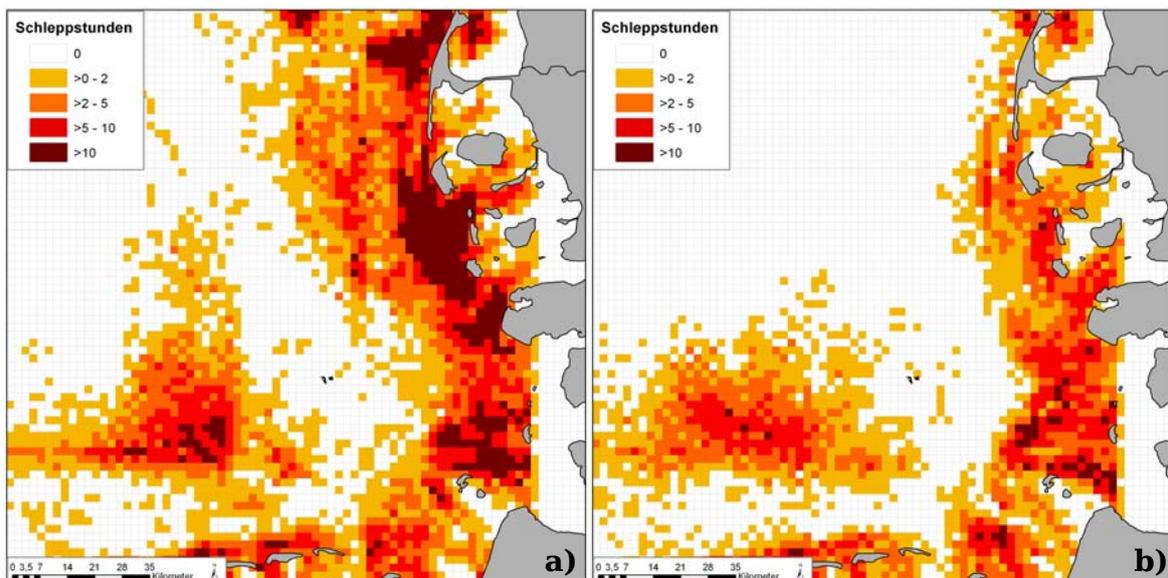


Abbildung 4.10. Hauptfischereigegebiete während der Untersuchungsphasen in den Jahren a) 2008 und b) 2009. Die Summe der Schleppstunden pro Rasterzelle gibt das Maß des Fischereiaufwandes an.

Ein Vergleich der Entfernungen der fischenden Kutter von der Helgoländer Heringsmöwen-Kolonie ergab, dass im Jahr 2009 die Fischereifahrzeuge dichter an der Kolonie fischten als im Jahr 2008. Im Jahr 2009 befanden sich meisten fischenden Kutter in Entfernungen von 30-40 km zur Kolonie. 2008 dagegen waren die meisten Kutter 40-50 km von der Kolonie entfernt (Abb. 4.11).

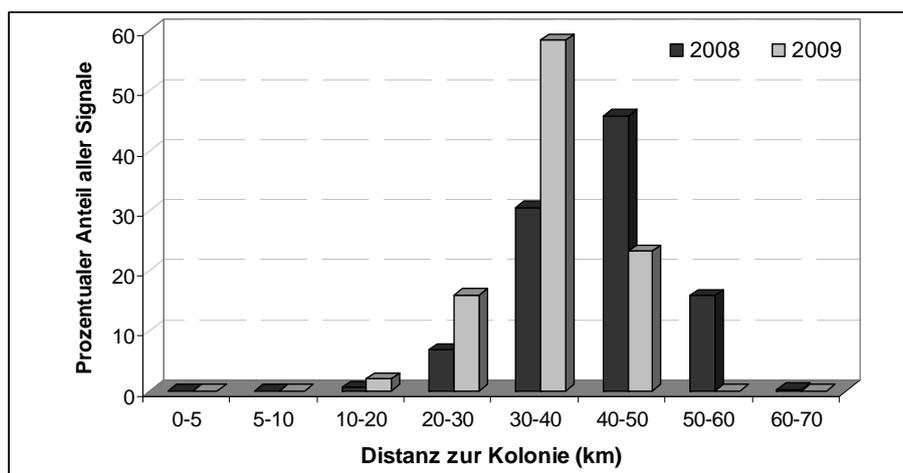


Abbildung 4.11. Verteilung und Vergleich der berechneten Distanzen von der Helgoländer Heringsmöwen-Kolonie zum nächstgelegenen fischenden Kutter in den Jahren 2008 und 2009.

Nahrungsgebiete in Bezug auf die Lage der Fischereigebiete

Die modellierten Nahrungsgebiete in Kombination mit der Fischereiaktivität zeigen, dass im **Jahr 2008** die untersuchten Vögel sowohl tagsüber als auch nachts Bereiche mit Fischereiaktivität aufsuchten (Abb. 4.12 a und b). Bei der Wahl des Nahrungsgebietes spielten allerdings auch Gebiete ohne bzw. mit nur wenig Fischereiaufwand eine Rolle, diese lagen bis zu 25 km von der Kolonie entfernt. Die Möwen, die sich weiter von Helgoland entfernten, suchten bevorzugt Gebiete auf in denen gefischt wurde. Die Heringsmöwen nutzen dabei sowohl die Gebiete der küstennahen Garnelenfischerei als auch die Bereiche in denen Plattfische gefangen wurden. Während der Nachtstunden hielten sich die Heringsmöwen deutlich häufiger in Bereichen mit Fischereiaktivität auf als tagsüber (Abb. 4.12b, vgl. 85 %- Homerange-Intervall).

Im **Jahr 2009** war das Fischereigebiet westlich vor den nordfriesischen Sänden sehr viel schmaler und wurde weniger befischt als 2008. Die Heringsmöwen, die wie im Jahr 2008 von der Kolonie aus etwa 15–25 km in nordöstliche Richtung geflogen waren, gelangten daher noch nicht in fischereilich genutzte Gebiete. Im Gegensatz zum Vorjahr wurde jedoch westlich der Kolonie in viel geringerer Entfernung gefischt. Diesen Bereich suchten die Heringsmöwen tagsüber bevorzugt auf (Abb. 4.13a). Zwei weitere wichtige Nahrungsgebiete lagen ebenfalls in fischereilich genutzten Bereichen: Südwestlich der Kolonie wurde das Plattfischfanggebiet aufgesucht und südöstlich der Kolonie das Garnelenfanggebiet. Ein weiteres Nahrungsgebiet befand sich nordöstlich der Kolonie in einem Gebiet, in dem im Untersuchungszeitraum keine Fischerei stattfand.

Wie die Analyse der Aktivitätsmuster außerhalb der Kolonie zeigte (Abb. 4.8), waren die untersuchten Vögel im Jahr 2009 nur selten nachts auf

Nahrungssuche. Die Heringsmöwen, die sich nachts nicht in der Kolonie befanden, hielten sich auf dem Meer entweder in der Nähe der Kolonie auf oder aber in fischereilich ungenutzten Bereichen, die etwa 12-30 km, in nördlicher und nordöstlicher Richtung, von der Kolonie entfernt lagen (Abb. 4.13b). Bei diesen Daten handelte es sich um zwei verschiedene Nahrungstrips eines Vogels, der während dieser Trips jeweils von ca. 23 Uhr bis 3 Uhr sehr langsam auf dem Meer schwamm. Dabei zeigte sich jeweils dasselbe, durch die Strömung beeinflusste Verdriftungsmuster. Bei Dämmerungsbeginn gegen 3 Uhr morgens wurde diese Heringsmöwe wieder aktiver (Geschwindigkeit >10 km/h) und flog bis 7:30 Uhr bzw. 8:00 Uhr in den beiden Gebieten umher, bevor sie auf direktem Weg zur Kolonie zurückflog (vgl. Abb. 4.13a: der nordöstlichste Kernel-Bereich und Abb. 4.13b: die zwei nördlichsten Kernel-Bereiche).

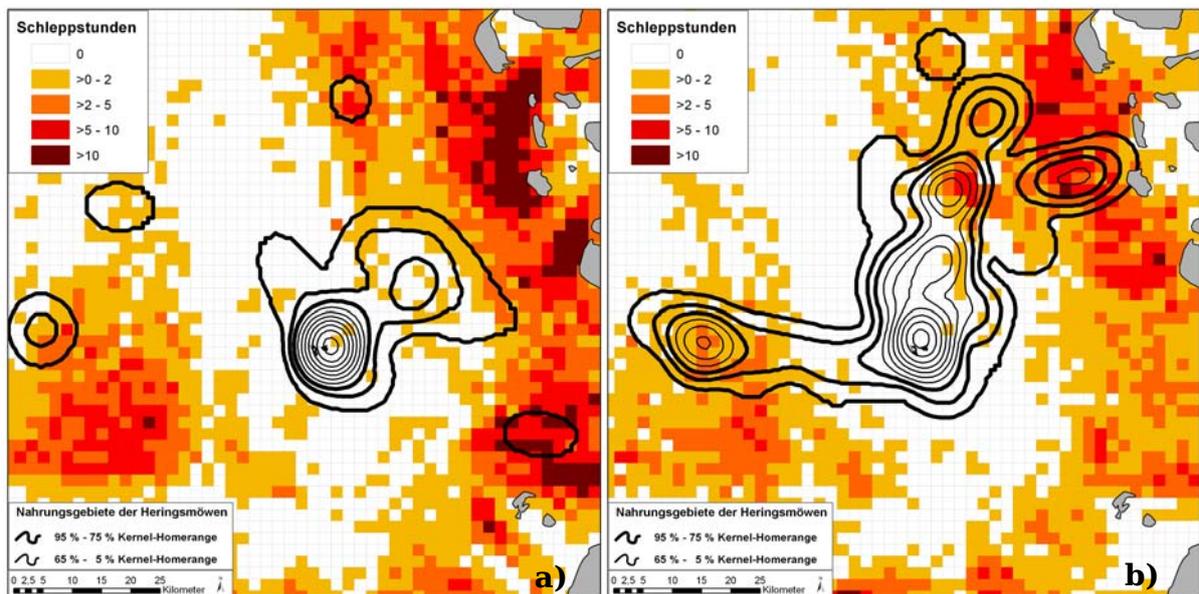


Abbildung 4.12. Räumliche Überlagerung der Nahrungsgebiete der untersuchten Heringsmöwen (Geschwindigkeit >10-35 km/h) mit den Hauptfischereigebieten im Jahr 2008 a) tagsüber zwischen 5:00-21:30 und b) nachts zwischen 21:30-5:00 Uhr.

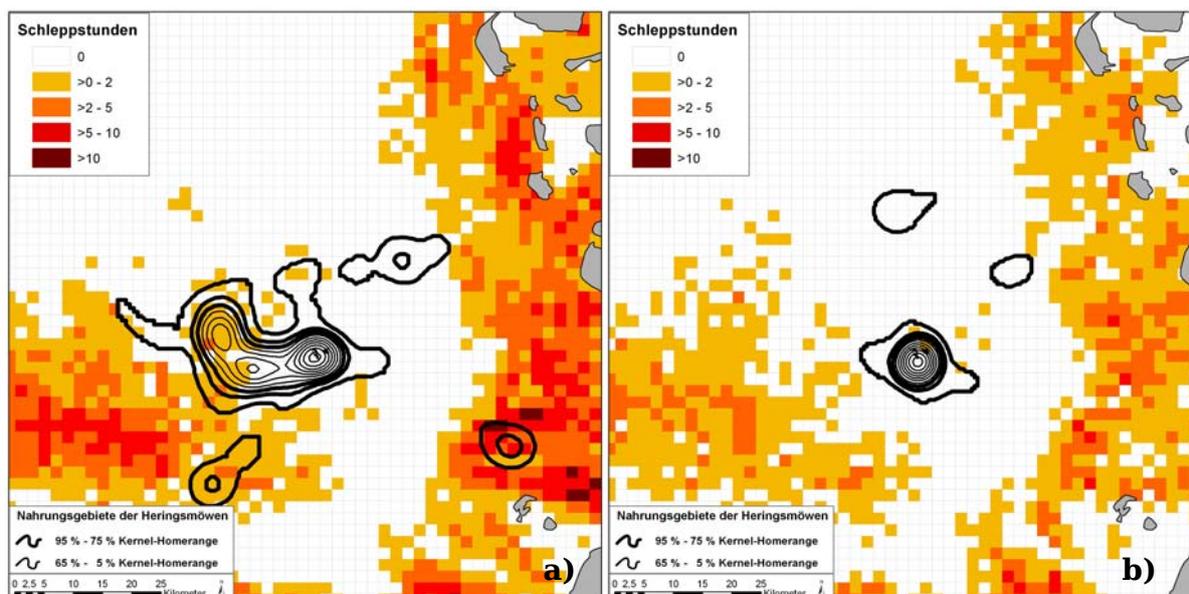


Abbildung 4.13. Räumliche Überlagerung der Hauptnahrungsgebiete der untersuchten Heringsmöwen (Geschwindigkeit >10-35 km/h) mit den Hauptfischereigebieten im Jahr 2009 a) tagsüber zwischen 5:00-21:30 und b) nachts zwischen 21:30-5:00 Uhr.

4.3.3. Einfluss der Fischereiaktivität auf das Nahrungssuchverhalten

Die räumliche Analyse der Vorkommen von Heringsmöwen und Fischkuttern zeigte zwar deutliche Überlappungen (Abb. 4.12 und 4.13), doch kann erst unter Einbeziehung der zeitlichen Komponente festgestellt werden, ob Heringsmöwen und Fischereifahrzeuge zur selben Zeit im selben Gebiet aktiv waren.

Nahrungssuchflüge

Unter Berücksichtigung der räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Daten konnte gezeigt werden, dass im **Jahr 2008** acht der zehn zufällig ausgewählten Nahrungssuchflüge in die unmittelbare Nähe von Fischereifahrzeugen führten (Abb. 4.14). Nur während der Nahrungsflüge Nr. 200834 und Nr. 200844 suchten die zwei Heringsmöwen keinen Kutter auf. Die Boxplot-Darstellung verdeutlicht zudem, dass während vier der zehn Trips mehr als 50 % aller Daten (durch den Median gekennzeichnet) in der Nähe (bis zu 5 km Entfernung) von Fischereifahrzeugen aufgezeichnet wurden. Während zweier Trips (Nr. 200836 und Nr. 200846) hielten sich die Möwen nur kurzzeitig in unmittelbarer Nähe zu einem Kutter auf.

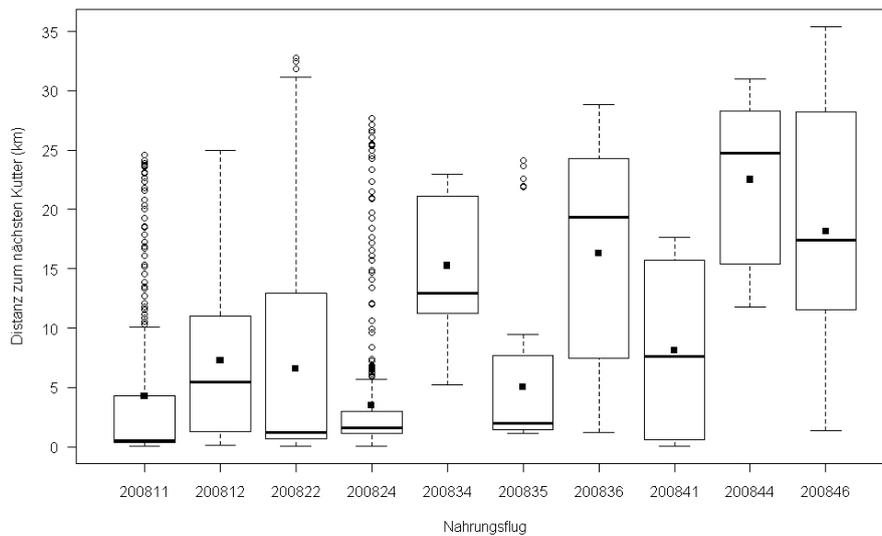


Abbildung 4.14. Berechnete Distanzen zum nächstgelegenen Fischereifahrzeug für zehn zufällig ausgewählte Nahrungsflüge. Die Boxen stellen 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Daten) an, das schwarze Quadrat den Mittelwert. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise stellen die Ausreißer dar.

Die Heringsmöwen suchten nicht zu jeder Tageszeit in gleicher Häufigkeit die Nähe von Fischereifahrzeugen auf (Abb. 4.15). Abends und nachts (zwischen 18 Uhr und 5 Uhr) hielten sich die Vögel signifikant dichter bei Fischkuttern auf als tagsüber (GAM; $n=2516$, $p<2e-16$, $R^2=0,425$, erkl. Varianz=37,6 %, $F=296,0$).

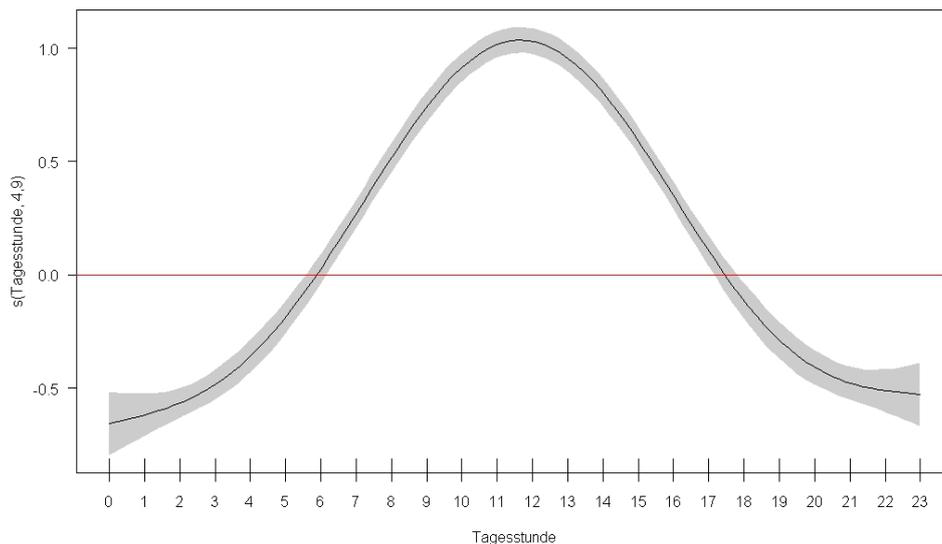


Abbildung 4.15. Einfluss der Tagesstunde auf die Distanz von Heringsmöwen zum nächstgelegenen Fischkutter: die Kurve zeigt die Abweichung von der modellierten mittleren Distanz. Der schattierte Bereich gibt das 95 %-Konfidenzintervall an, die rote Linie die mittlere Distanz zwischen Heringsmöwe und Fischkutter.

Im **Jahr 2009** näherten sich die Heringsmöwen nur während vier der zehn zufällig ausgewählten Nahrungsflüge einem Fischereifahrzeug auf bis zu 5 km. Bei zwei dieser Nahrungsstrips (Nr. 200938 und Nr. 200955) hielten sich die Möwen nur recht kurz in der Nähe von Kuttern auf, während die Vögel der zwei anderen Trips längere Zeit dort verbrachten (Nr. 200953 und Nr. 200943). Während des Trips Nr. 200943 wurden sogar 75 % aller Daten in einer Entfernung von bis zu 5 km zum nächsten Kutter erfasst (Abb. 4.16).

Bei der tageszeitlichen Variabilität der Distanzen zwischen Heringsmöwen und Fischkuttern zeigte sich kein eindeutiges Tag-Nachtmuster wie im Jahr 2008. Während die Möwen zwischen 7 Uhr und 11 Uhr weiter von Kuttern entfernt waren als im Mittel berechnet, flogen sie zwischen 12:30 und 17:30 Uhr signifikant dichter an die Fischkutter heran (Abb. 4.17, GAM; $n = 2224$, $p < 2e-16$, $R^2 = 0,0466$, erkl. Varianz = 3,76, $F = 17,77$).

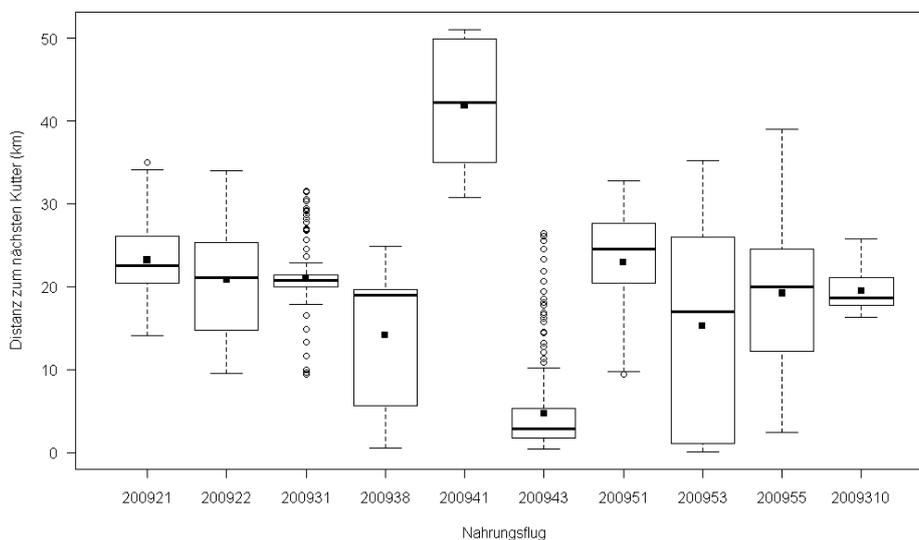


Abbildung 4.16. Berechnete Distanzen zum nächstgelegenen Fischereifahrzeug für zehn zufällig ausgewählte Nahrungsflüge. Die Boxen stellen 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Daten) an, das schwarze Quadrat den Mittelwert. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise stellen die Ausreißer dar.

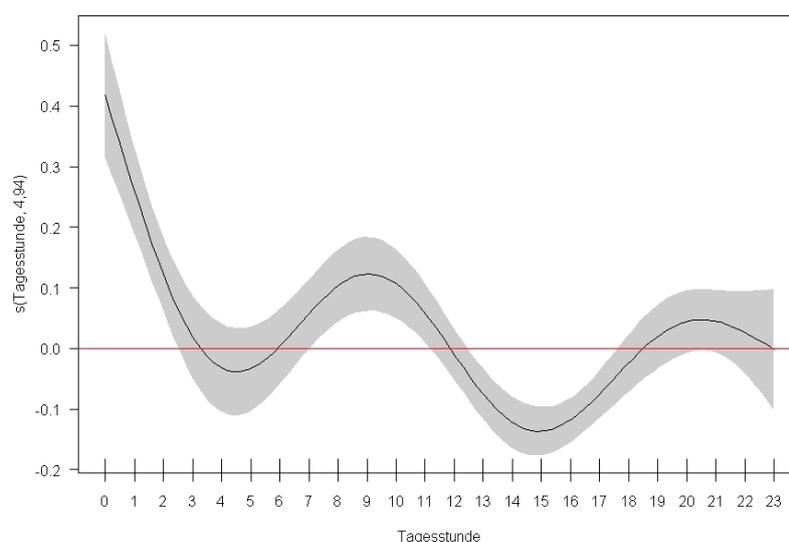


Abbildung 4.17. Einfluss der Tagesstunde auf die Distanz von Heringsmöwen zum nächstgelegenen Fischkutter: die Kurve zeigt die Abweichung von der modellierten mittleren Distanz. Der schattierte Bereich gibt das 95 %-Konfidenzintervall an, die rote Linie die mittlere Distanz zwischen Heringsmöwe und Fischkutter.

„Kutternahe“ und „kutterferne“ Nahrungssuchflüge

Aus Abb. 4.14 und 4.16 ist zu entnehmen, dass insgesamt zwölf der 20 zufällig ausgewählten Nahrungsflüge in die Nähe (bis zu 5 km Entfernung) von Fischereifahrzeugen führten (im Folgenden als „kutternah“ bezeichnet). Bei acht Nahrungsflügen wurden keine Kutter aufgesucht (im Folgenden als „kutterfern“ bezeichnet). Die Kernel-Homerange-Analyse machte deutlich, dass die Heringsmöwen während der „kutternahen“ Nahrungsflüge Gebiete aufsuchten, die weiter von der Kolonie entfernt lagen (Abb. 4.18). Dies lässt sich dadurch begründen, dass die Fischereifahrzeuge nicht in unmittelbarer Nähe zur Kolonie fischten. Während dieser zwölf Trips nutzten die Möwen zur Nahrungssuche (Geschwindigkeiten >10–35 km/h) eine Fläche von 2844 km² (95 % Homerange-Intervall; 75 % = 1255 km²). Im Gegensatz dazu entfernten sich Heringsmöwen, die nicht zu Kuttern flogen, nicht sehr weit von der Kolonie und nutzten zudem ein sehr viel kleineres Gebiet zur Nahrungssuche (Fläche 95 % = 724 km² und 75 % = 200 km²).

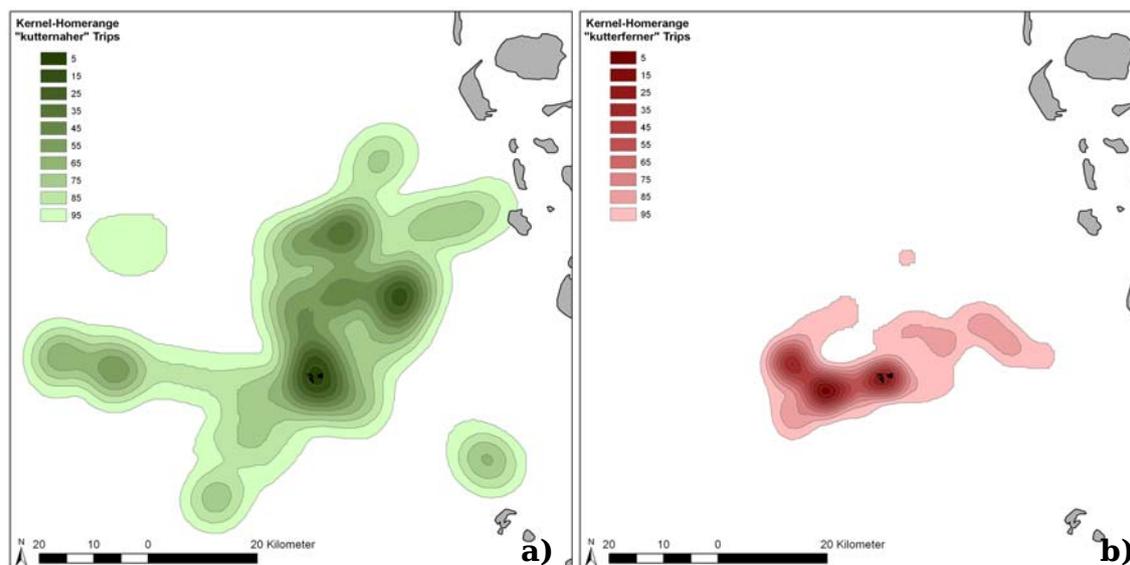


Abbildung 4.18. Lage der Nahrungsgebiete von Heringsmöwen während a) „kutternaher“ und b) „kutterferner“ Nahrungsflüge (Geschwindigkeit >10–35 km/h).

Die Eigenschaften der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge unterschieden sich zum Teil deutlich voneinander (Abb. 4.19 a–d). Die Nahrungsflüge, bei denen die Möwen Kutter aufsuchten, führten in größere Distanzen zur Kolonie als die übrigen Trips (Abb. 4.19a; GLM; $p = 6e-04$) und wiesen zudem längere zurückgelegte Gesamtstrecken auf (Abb. 4.19b; GLM; $p=2e-04$). Außerdem dauerten die Trips insgesamt länger (Abb. 4.19c; GLM; $p=0,0023$). Die Geschwindigkeiten (>10 km/h) unterschieden sich jedoch nicht (Abb. 4.19d; GLM: $p=0,2076$).

Während der „kutterfernen“ Nahrungsflüge wurden allerdings seltener Geschwindigkeiten von über 65 km/h gemessen. Der Verlauf der Geschwindigkeiten, mit denen sich die Heringsmöwen während ihrer Nahrungsflüge fortbewegten, zeigte für „kutternaher“ und „kutterferne“ Trips unterschiedliche Muster. Die Möwen, die in die Nähe von Fischereifahrzeugen flogen, verließen oft mit hohen Geschwindigkeiten die Kolonie (bis zu 105 km/h) und kehrten ebenfalls mit recht hohen Geschwindigkeiten zurück. Die Modellierung der Daten mittels GAM zeigte, dass die Möwen während dieser „kutternahen“ Nahrungstrips in den ersten und letzten 10 % des Tripverlaufes signifikant schneller flogen als im Mittel angenommen (Abb. 4.20a, GAM; $n=1181$, $p=51,4e-15$, $R^2=0,0567$, erkl. Varianz=6,37 %, $F=16,72$). Die Vögel, die keine Kutter aufsuchten, bewegten sich dagegen in den ersten 40 % des Trips signifikant langsamer fort. Sie erhöhten ihre Geschwindigkeit erst gegen Ende des Nahrungsfluges (ab 60 % des Trip-Verlaufes, Abb. 4.20b, GAM; $n=461$, $p=<2e-16$, $R^2=0,106$, erkl. Varianz=11,6 %, $F=11,89$).

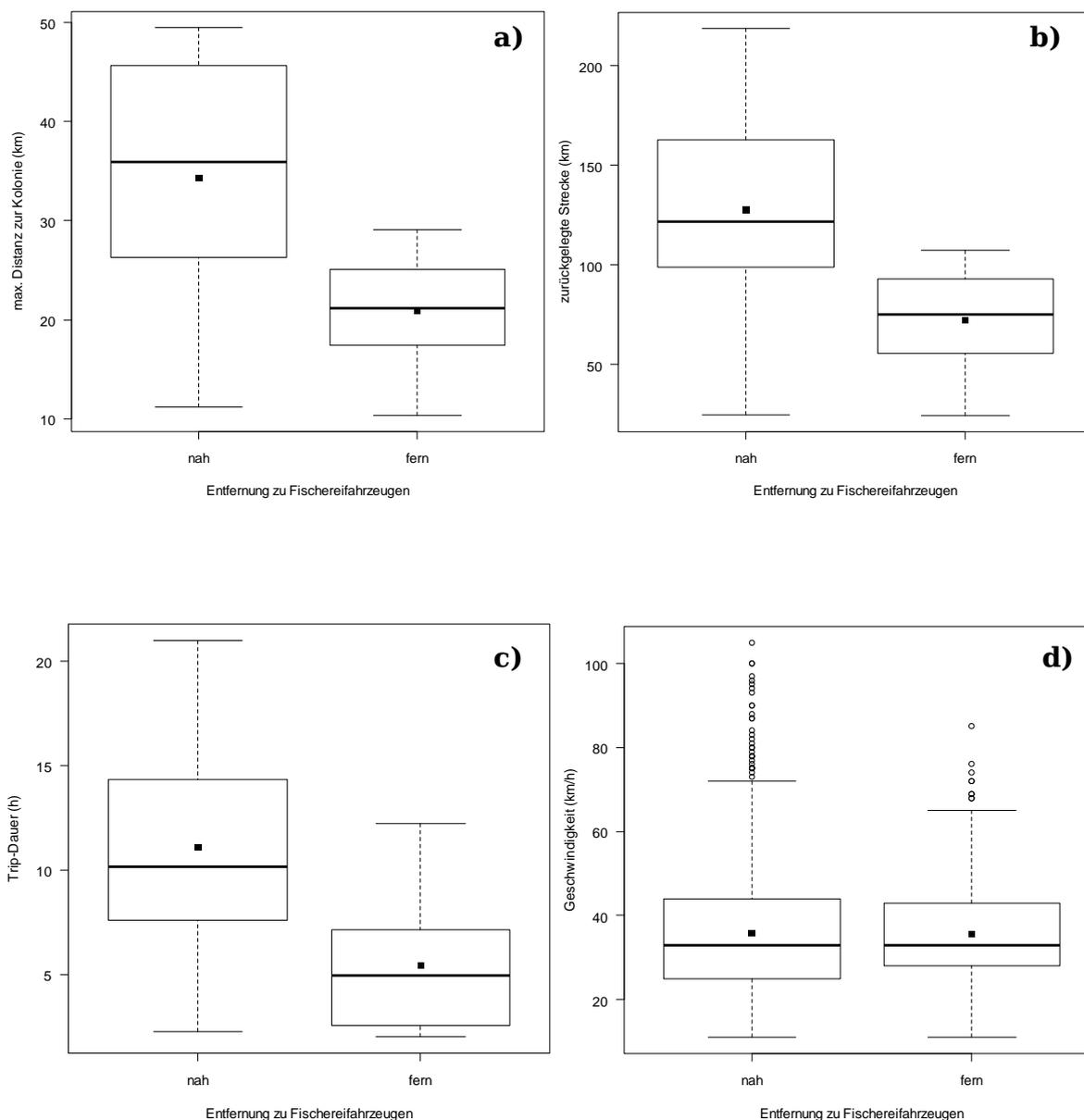


Abbildung 4.19. Vergleich a) der maximalen Distanz zur Kolonie, b) der zurückgelegten Gesamtstrecke, c) der Trip-Dauer und d) der Geschwindigkeiten (ab 10 km/h) der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge. Die Boxen stellen 25-75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Werte) an, das schwarze Quadrat den Mittelwert. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise stellen die Lage der Ausreißer dar.

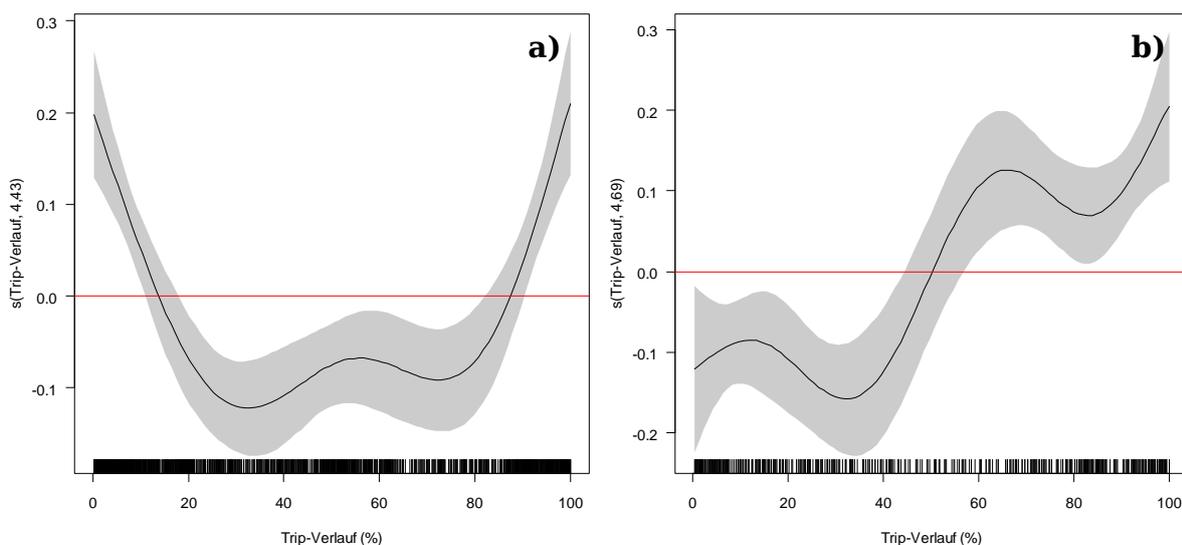


Abbildung 4.20. Einfluss des Trip-Verlaufs auf die Fortbewegungsgeschwindigkeiten (>10 km/h) der Heringsmöwen während a) „kutternah“ und b) „kutterferner“ Nahrungsflüge: die Kurve zeigt die Abweichung von der modellierten mittleren Fortbewegungsgeschwindigkeit. Der schattierte Bereich gibt das 95 %-Konfidenzintervall an, die rote Linie die mittlere Distanz zwischen Heringsmöwe und Fischkutter.

Bei den „kutternahen“ Nahrungsflügen korrelierte die Trip-Dauer stark mit der zurückgelegten Strecke (GAM; $n=12$, $p=0,000224$, $R^2=0,916$, erkl. Varianz=94,1 %, $F=25,77$), bei den „kutterfernen“ Nahrungsflügen hingegen nicht (GAM; $n=8$, $p=0,831$, $R^2=0,327$, erkl. Varianz=44 %, $F=4,313$). Ausschlaggebend dafür sind vermutlich zwei der acht Nahrungsflüge, die im Verhältnis zu der zurückgelegten Strecke nur recht kurz andauerten (Abb. 4.21).

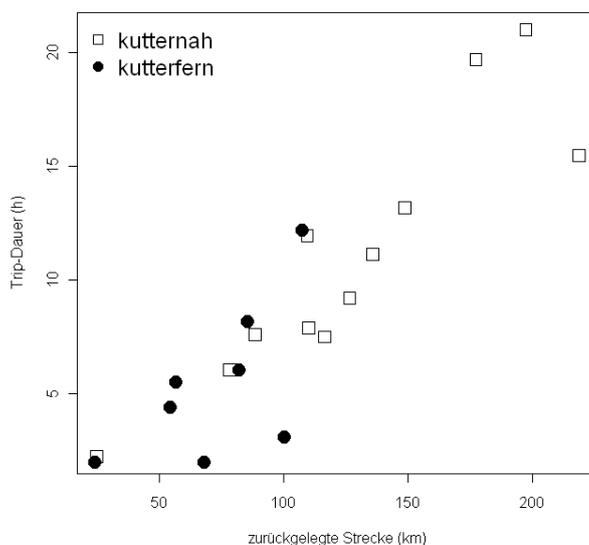


Abbildung 4.21. Abhängigkeit der Trip-Dauer von der zurückgelegten Strecke für „kutternah“ (weiße Quadrate) und „kutterferne“ (schwarze Punkte) Nahrungsflüge.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Möwen bei „kutternahen“ Trips ein sehr viel größeres Gebiet zur Nahrungssuche nutzen, während die Möwen bei „kutterfernen“ Trips nur in einem kleinen Areal nach Beute suchten. Anhand der Entfernung zur Kolonie, der zurückgelegten Gesamtstrecke und der Dauer der Nahrungstrips lässt sich ableiten, dass die Möwen während „kutternaher“ Nahrungsflüge einen größeren energetischen Aufwand für die Nahrungssuche betrieben. Außerdem flogen die Vögel oft schon mit hohen Geschwindigkeiten von der Kolonie ab und kehrten ebenfalls mit hohen Geschwindigkeiten zur Kolonie zurück. Bei den „kutterfernen“ Nahrungsflügen flogen die Möwen in der ersten Hälfte der Trips eher langsam und steigerten ihre Geschwindigkeit erst auf dem Rückweg zur Kolonie.

Flugstrategien bei der Nahrungssuche

Für alle 20 zufällig ausgewählten Nahrungsflüge der Jahre 2008 und 2009 wurde ein Loop-Faktor als Maß für den Verlauf des Trips berechnet. Je höher der Loop-Faktor, desto größer war die zurückgelegte Gesamtstrecke im Verhältnis zu der maximalen Distanz zur Kolonie. Obwohl bei den „kutternahen“ Nahrungsflügen häufiger hohe Loop-Faktoren auftraten, unterschieden sie sich nicht signifikant von denen der „kutterfernen“ Trips (Abb. 4.22, GLM; $p = 0,3969$). Die Mediane beider Tripvarianten lagen bei 3,2 bzw. 3,3. Dies zeigt, dass die meisten Vögel nur ein wenig vom direkten Weg zwischen Kolonie und Nahrungsgebiet abwichen.

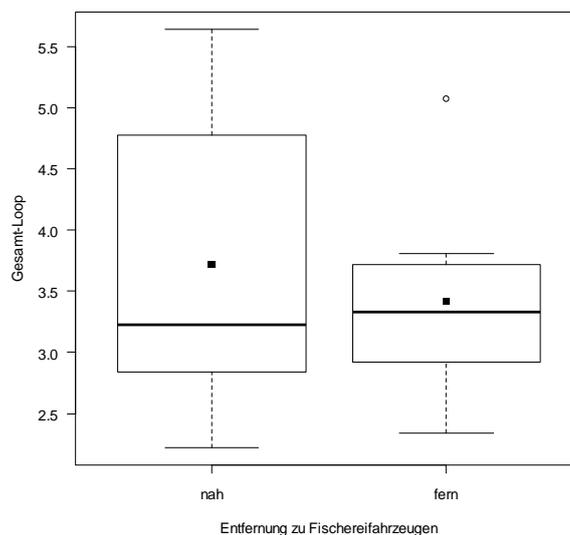


Abbildung 4.22. Vergleich des Loop-Faktors von „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflügen. Die Boxen stellen 25–75 % aller Werte dar, die dicke Linie zeigt den Median (50 % der Werte) an, das schwarze Quadrat den Mittelwert. Die gestrichelten Linien geben das 95 %-Konfidenzintervall an, die Kreise stellen die Lage der Ausreißer dar.

Zwei Beispiele sollen die verschiedenen Nahrungssuchmuster- und -strategien detaillierter erklären: Das erste Beispiel zeigt zwei Nahrungsflüge mit geringen Loop-Faktoren (Nr. 200835: 2,22 und Nr. 2009310: 2,34), bei denen die Heringsmöwen jeweils gezielt die Nahrungsgebiete aufsuchten und auf direktem Weg zurück zur Kolonie flogen (Abb. 4.23a). Beide Möwen flogen mit Geschwindigkeiten zwischen 40–65 km/h von der Kolonie los (Abb. 4.23b) und erreichten die Nahrungsgebiete schon nach kurzer Zeit (nach 15 % des Tripverlaufes). Nach einem längeren Aufenthalt flogen beide Möwen z. T. in der definierten Nahrungssuchgeschwindigkeit (>10–35 km/h) zur Kolonie zurück. Beide Nahrungsflüge dauerten jeweils rund zwei Stunden. Die Suchmuster beider Heringsmöwen ähnelten sich sehr, wobei der Unterschied zwischen beiden Nahrungsflügen jedoch darin bestand, dass während des Trips Nr. 200835 ein Kutter aufgesucht wurde, wohingegen bei Trip Nr. 2009310 kein Kutter in der Nähe festgestellt werden konnte.

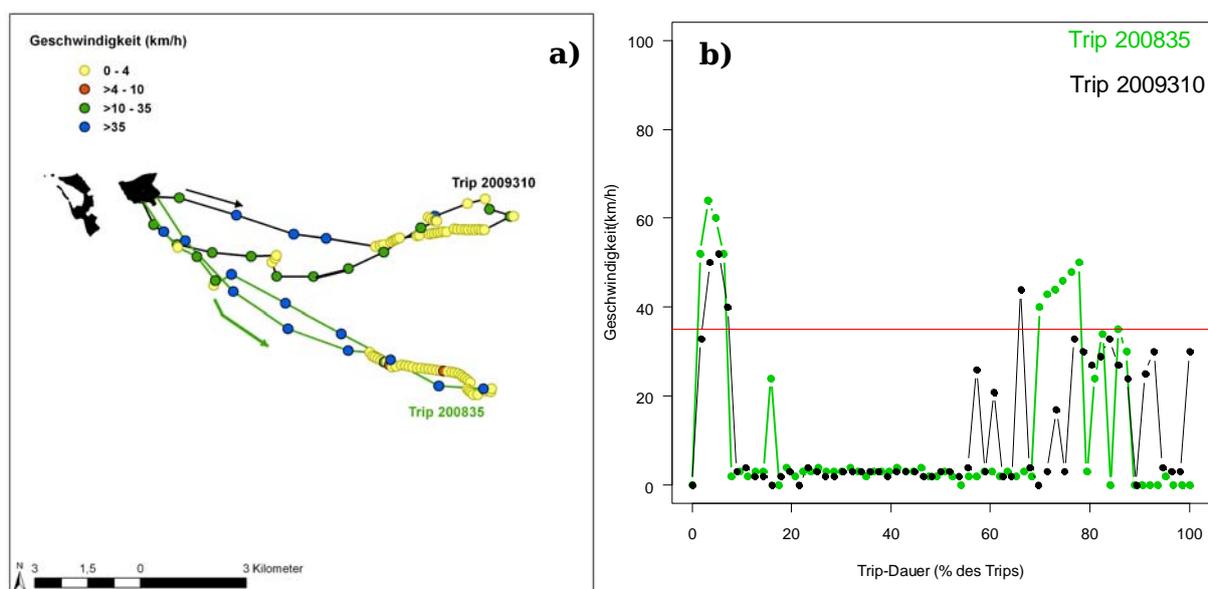


Abbildung 4.23 a) Tripverlauf zweier Nahrungsflüge und b) die Fortbewegungsgeschwindigkeiten im Verlauf der Nahrungsflüge. Während des Trips Nr. 200835 näherte sich die Möwe einem Fischereifahrzeug.

Das nächste Beispiel stellt sowohl einen Nahrungsflug mit dem höchsten berechneten Loop-Faktor dar (Nr. 200836: 5,64) als auch einen Trip, dessen Loop-Faktor etwa im Bereich des oben genannten Medians lag (Nr. 200922: 3,45). Während des Trips Nr. 200836 (Abb. 24a und b) flog die Heringsmöwe zügig von der Kolonie los und erreichte nach etwa 40 Minuten ein Gebiet mit Fischereiaktivität. Dort flog sie über einen längeren Zeitraum relativ langsam weiter, bevor sie sich scheinbar mit der Strömung ca. 3 Stunden lang treiben ließ. Nach etwa 40 % des Tripverlaufes suchte die Möwe wieder mit recht

schnellen Geschwindigkeiten ein weiteres Gebiet auf, in dem sie sich lange aufhielt (zwei Stunden davon ebenfalls vermutlich treibend). Dieses Gebiet wurde von derselben Heringsmöwe schon am Vortag aufgesucht, wo sie im Gegensatz zu ihrem zweiten Trip auf ein Fischereifahrzeug getroffen war (vgl. Abb. 4.23a, Trip Nr. 200835).

Während des zweiten dargestellten Nahrungsfluges (Nr. 200922) hielt sich die Heringsmöwe nie für eine längere Zeit in einem bestimmten Gebiet auf und verlangsamte ihren Flug nur selten. Nur 4 % aller Geschwindigkeitsdaten lagen im Bereich <4 km/h, was dafür spricht, dass die Möwe nicht auf dem Meer rastet. Besonders zu Beginn ihres Nahrungsfluges flog die Möwe im langsamen Suchflug (Abb. 4.24a, grüne Punkte), um nach Beuteobjekten Ausschau zu halten. Wenn sie Beute fand, nahm sie diese vermutlich nur kurz von der Wasseroberfläche auf und flog dann direkt weiter (10–40 % des Tripverlaufs). Auch in der zweiten Hälfte des Nahrungsfluges sprechen die Geschwindigkeitsschwankungen zwischen 5–60 km/h für dieses Verhalten. Während dieses Nahrungstrips konnte kein Fischereifahrzeug in der Nähe der Heringsmöwe nachgewiesen werden.

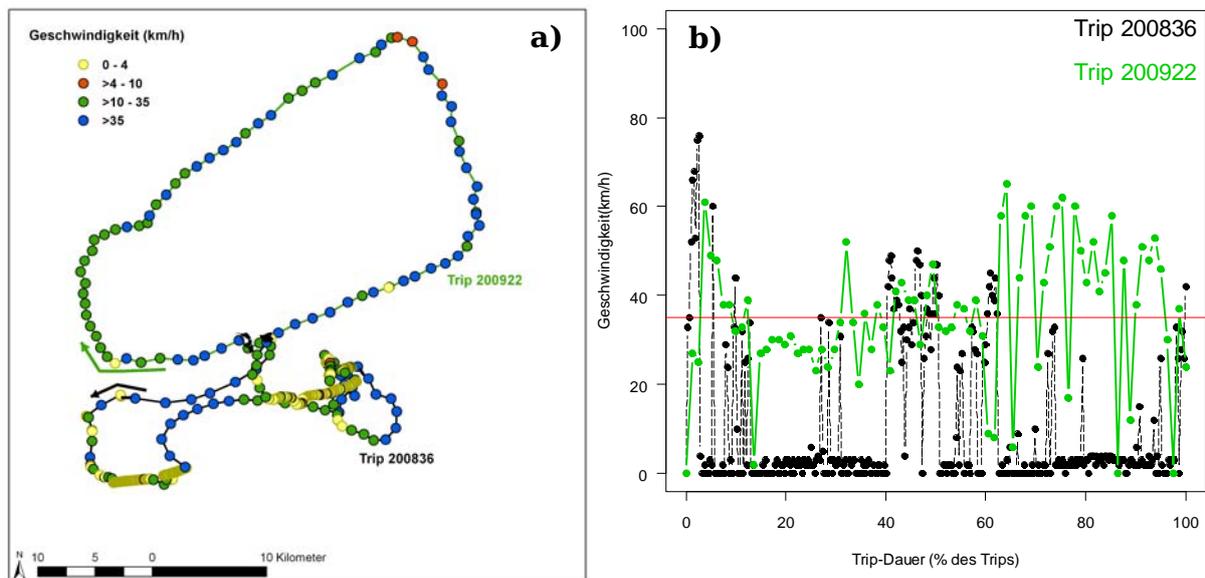


Abbildung 4.24. a) Tripverlauf zweier Nahrungsflüge und b) die Fortbewegungsgeschwindigkeiten im Laufe beider Nahrungsflüge. Bei beiden Trips wurde kein Fischereifahrzeug aufgesucht.

Wie bereits oben erwähnt, wurden für das Jahr 2008 acht der zehn zufällig ausgewählten Nahrungsflüge als „kutternah“ eingestuft, im Jahr 2009 waren es vier. Während neun der insgesamt 12 Trips wurden die Fischereifahrzeuge schon früh im Verlaufe des Nahrungsfluges erreicht (Abb. 4.25, bei ca. 15 % des Tripverlaufes). Während der drei übrigen Nahrungsflüge suchten die

Heringsmöwen die Kutter erst gegen Ende des Trips auf (zwischen 65–85 % des Tripverlaufes). Wenn also die Heringsmöwen Fischereigebiete bzw. Kutter aufsuchten, flogen sie bevorzugt am Anfang ihrer Nahrungsflüge dorthin (GAM; $n=3586$, $p<2e-16$, $R^2=0,156$, erkl. Varianz=13,6 %, $F=110,0$).

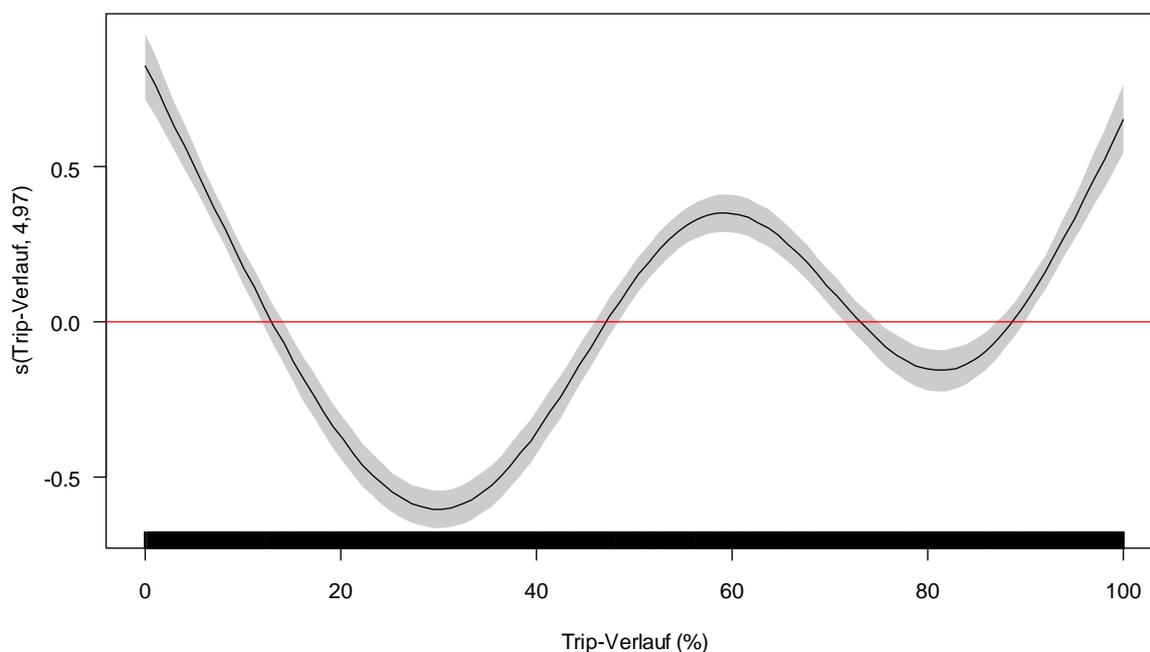


Abbildung 4.25. Einfluss des Trip-Verlaufs auf die Distanz von Heringsmöwen zum nächstgelegenen Fischkutter: die Kurve zeigt die Abweichung von der modellierten mittleren Distanz. Der schattierte Bereich gibt das 95 % Konfidenzintervall an, die rote Linie die mittlere Distanz zwischen Heringsmöwe und Fischkutter.

4.4. Diskussion

In der Literatur werden die Heringsmöwen im Vergleich zu Silbermöwen als Offshore-Möwe bezeichnet (Strann & Vader 1992), da sie hauptsächlich weit auf das Meer hinausfliegen, um dort nach Nahrung zu suchen (Camphuysen 1995; Garthe 1997; Garthe et al. 1999). Ihre Hauptnahrung besteht dann aus marinen Fischen (Noordhuis 1987 zitiert in Camphuysen 1995), wobei sie sowohl pelagische Schwarmfische wie Clupeiden (Heringsartige) erbeuten als auch demersale Fische. Letzteres weist sehr deutlich darauf hin, dass sie diese Arten als Discard von Fischereifahrzeugen aufnehmen, da Heringsmöwen nicht tief tauchen und daher normalerweise nicht an demersale Fische herankommen können (Camphuysen 1995; Dierschke & Hüppop 2003; Garthe et al. 1999; Kubetzki & Garthe 2003). Somit stellt die Fischerei eine weitere wichtige Nahrungsquelle für Heringsmöwen dar (Garthe & Hüppop 1994; Camphuysen et

al. 1995, Garthe & Hüppop 1996; Markones et al. 2010b). In einigen Kolonien kommt allerdings auch der Schwimmkrabbe als Hauptbeuteart eine sehr große Bedeutung zu (Schwemmer & Garthe 2005). Neben diesen marinen Nahrungsquellen nutzen an der deutschen Nordseeküste in den letzten Jahren immer mehr Heringsmöwen Äcker auf dem Festland, um nach Nahrung zu suchen. Speiballenanalysen ergaben bereits einen hohen Anteil an terrestrischer Nahrung wie Insekten und Regenwürmern (Lumbricidae, Schwemmer & Garthe 2005; Garthe et al. unveröff. Daten). Spaans et al. (1994) vermuten jedoch, dass solche Vögel im Vergleich zu ihren Artgenossen, die zur Nahrungssuche auf das Meer hinausfliegen, benachteiligt sein könnten, da sich die Kondition der Küken deutlich unterscheidet.

Auf See erbeuten Heringsmöwen ihre Nahrung meist aus dem Flug heraus, wobei es ihnen ihre besondere Flügelmorphologie erlaubt, Nahrung nicht nur von der Wasseroberfläche aufzunehmen, sondern sie auch durch flaches Sturztauchen (bis 0,5 m) zu erbeuten (Goethe 1975; Strann & Vader 1992). Heringsmöwen sind außerdem im Vergleich zu Silbermöwen wendiger im Flug, was ihnen einen Vorteil bei der Erbeutung von Discard und Fischereiabfällen verschafft (Furness et al. 1992; Noordhuis & Spaans 1992). Da Heringsmöwen somit sowohl natürliche Nahrungsquellen (pelagische Fische und Schwimmkrabben) als auch anthropogene Nahrungsquellen (Discard, Fischereiabfälle) erfolgreich auf dem Meer nutzen, und sie zudem auf das Festland ausweichen können, steht ihnen ein großes Beutespektrum bei der Nahrungswahl zur Verfügung.

In dieser Studie sollte daher der Frage nachgegangen werden, welche Nahrungsquellen die Helgoländer Heringsmöwen bevorzugt nutzen, wo sie also auf Nahrungssuche gehen und welche Rolle die Fischerei bei ihrer Nahrungssuche spielt. Die in diesem Kapitel dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass die Nahrungssuchmuster der Helgoländer Heringsmöwen in den Jahren 2008 und 2009 sehr variabel waren. Die durchgeführten Nahrungssuchflüge variierten nicht nur zwischen den einzelnen Individuen, sondern auch auf individueller Ebene. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich die Brutvögel der Helgoländer Kolonie häufig in Gebieten mit Fischereiaktivitäten aufhielten. Jedoch wurde durch den Einsatz von Datenloggern und der Verschneidung mit VMS-Daten auch die Vermutung von Camphuysen (1995) bestätigt, dass nicht nur die Fischerei die Verbreitung von Heringsmöwen auf See erklärt, sondern dass auch die Erbeutung von natürlicher Nahrung eine Rolle spielt. Es konnte außerdem gezeigt werden, dass Helgoländer Heringsmöwen unterschiedliche Nahrungssuchstrategien einsetzten und dass sich ihr Nahrungssuchverhalten änderte, je nachdem ob die Möwen nach natürlicher Beute suchten oder aber in der Nähe von Fischereifahrzeugen Discards erbeuteten.

4.4.1. Nahrungsgebiete und die Bedeutung der Fischerei für Helgoländer Heringsmöwen

Anhand der hier dargestellten Logger-Untersuchungen konnte verdeutlicht werden, dass die Helgoländer Möwen zur Nahrungssuche weder bis ans Festland noch in den Bereich des Wattenmeeres flogen, wie es beispielsweise für Heringsmöwen der küstennahen Kolonie auf Spiekeroog und Amrum (Garthe et al. unveröff. Daten, Jess et al. unveröff. Daten) oder aber auch von Silbermöwen entlang der Nordseeküste bekannt ist (Camphuysen 1995; Garthe et al. 1999). In den beiden Untersuchungsjahren 2008 und 2009 suchten die Helgoländer Heringsmöwen rund um die Kolonie nach Nahrung und legten dabei jeweils maximale Entfernungen von etwa 50 km zurück. Dabei flogen sie hauptsächlich in die Offshore-Bereiche westlich der Kolonie, aber auch in küstennahe Gebiete östlich von Helgoland, seltener suchten sie Gebiete in südlicher Richtung auf. Im Vergleich zu anderen Studien an Heringsmöwen war der Aktionsradius der Helgoländer Tiere in diesen beiden Jahren relativ gering. Die selbe Loggerstudie in den Jahren 2010 und 2011 zeigte, dass die untersuchten Heringsmöwen maximale Entfernungen von 68 bzw. 71 km zur Kolonie zurücklegten (Mendel et al. unveröff. Daten). Für Spiekerooger Heringsmöwen wiesen Garthe et al. (unveröff. Daten) nach, dass sich die Vögel bis zu 80 km von ihrer Kolonie entfernen. Camphuysen (2011) gab für Brutvögel von Texel während der Inkubationszeit maximale Entfernungen zur Kolonie von 65 km (Weibchen) bzw. 75 km (Männchen) an. Die Tatsache, dass Heringsmöwen sehr viel weitere Strecken bei der Nahrungssuche in Kauf nehmen können als Silbermöwen (Furness et al. 1992) und dabei einen etwa 13 % größeren Aktionsradius aufweisen (vgl. Camphuysen 1995), kann durch ihre Morphologie mit den langen schlanken Flügeln begründet werden. Daher gelten Heringsmöwen zudem als sehr energieeffiziente Flieger (Goethe 1975; Verbeek 1977; Strann & Vader 1992).

Durch die Verknüpfung mit den Fischereidaten konnte zum ersten Mal auf individuenbasierter Ebene gezeigt werden, dass die Heringsmöwen während ihrer Nahrungsflüge oft Fischereigeiete aufsuchten. Besonders im Jahr 2008 flogen die untersuchten Möwen häufig sowohl in die küstennahen Fischereigeiete, in denen Krabbenkutter aktiv waren als auch in Offshore-Bereiche, in denen vor allem Seezungen und Schollen befischt wurden. Die Bedeutung beider Fischereitypen wurde in diesem Jahr daher als sehr ähnlich eingeschätzt. Im Jahr 2009 suchten die untersuchten Heringsmöwen dagegen seltener Gebiete mit Fischereiaktivität auf, wenn dann flogen sie häufiger in die küstenfernen Gebiete, in denen Plattfischfischerei betrieben wurde.

Die Bedeutung der Fischerei als Nahrungsquelle konnte außerdem anhand von Speiballenuntersuchungen unterstrichen werden. Eine erste Analyse der Nahrungsreste während des Logger-Untersuchungszeitraums im Jahr 2009 zeigte, dass in den meisten Speiballen Reste von Knurrhähnen (Triglidae), Hornhechten (Belonidae) und Dorschartigen (Gadiformes) zu finden waren (Mendel et al. unveröff. Daten). Außerdem wurden recht häufig Reste von Crustaceen nachgewiesen. Die dorschartigen Fische gehören zu den demersalen Fischen, die durch Heringsmöwen selten natürlich erbeutet werden können und deswegen dem Discard als Nahrungsquelle zugeordnet wurden. Rote und Graue Knurrhähne (*Chelidonichthys lucernus* bzw. *Eutrigla gurnardus*) gehören ebenfalls zu den häufigsten über Bord geworfenen Discards der Baumkurrenfischerei auf Plattfische (Ullweit et al. 2008, Ulleweit et al. 2010). Jedoch ist nicht auszuschließen, dass Heringsmöwen auch im Felswatt der Insel Helgoland Knurrhähne erbeuten können. Da sich diese Studie hauptsächlich mit der Bedeutung der Fischerei beschäftigt, wurden die sehr kurzen Flüge, die nur für einige Minuten ins Felswatt führten, nicht als „echte“ Nahrungssuchflüge gewertet. Auf diese Weise sollte kurzes Umherfliegen nach Störungen oder Flüge zum Trinken oder Kühlen ausgeschlossen werden. Jedoch machten die Logger-Aufzeichnungen deutlich, dass die Möwen häufiger für kurze Zeit Bereiche im Umkreis von bis zu 4 km zur Kolonie aufsuchten, in denen sie z. T. mehrere Minuten vermutlich auf der Meeresoberfläche saßen. Es kann anhand der Daten nicht mit Sicherheit gesagt werden, dass die Möwen dort keine Nahrung aufgenommen haben. Somit könnte möglicherweise auch die Bedeutung des Felswatts um Helgoland als Nahrungshabitat etwas unterschätzt worden sein. Denn es ist bekannt, dass überwinterte Silber- und Mantelmöwen (*Larus marinus*) auf Helgoland während eines Fischerei-Moratoriums vermehrt Steinpicker (*Agonus cataphractus*) sowie Strandkrabben (*Carcinus maenas*) fraßen, die aus dem Felswatt um Helgoland stammten (Hüppop & Wurm 2000). Außerdem konnte während der Logger-Arbeiten beim Fang einer Möwe beobachtet werden, dass diese innerhalb weniger Minuten zum Nest zurückkam und einen frischen Roten Knurrhahn hervorwürgte, der in der Kürze der Zeit eigentlich nur aus dem Felswatt stammen konnte. Auch Thomsen (pers. Mitt.) vermutet, dass die Knurrhähne aufgrund ihrer Habitatansprüche von Seehunden (*Phoca vitulina*) und Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) auch im Felswatt vor Helgoland erbeutet werden, obwohl beide Arten sehr ausgedehnte Tauchgänge vollführen könnten. Diese Beobachtungen zeigen, dass die Herkunft der Knurrhähne in der Nahrung der Heringsmöwen nicht ganz geklärt werden kann und dass die Bedeutung des Felswatts als Nahrungshabitat der Helgoländer Möwen in einer weiteren Studie genauer untersucht werden müsste.

Der Hornhecht (*Belone belone*) als Beute der Helgoländer Heringsmöwen stellt eine Besonderheit dar, denn in anderen durchgeführten Nahrungsstudien wurde diese Art nur sehr selten in den Nahrungsresten nachgewiesen (Garthe et al.

1999, Garthe pers. Mitt.). In der Laichzeit im Mai und Juni kommen Hornhechte ins küstennahe Flachwasser mit Seegras- oder Algenbewuchs (Muus & Nielsen 1999, Vorberg & Breckling 1999) aber auch nach Helgoland, um dort ihre Eier im Felswatt abzulegen (Röw pers. Mitt.). Den um Helgoland vorkommenden Seehunden und Kegelrobben dient der Hornhecht als eine wichtige Beute (Thomsen 2009), wobei sie meist nur den Körper der Hornhechte fressen und die Köpfe zurücklassen. Somit stehen den Heringsmöwen und auch größeren Raubfischen, wie dem Dorsch (*Gadus morhua*), die Köpfe als leicht erreichbare Nahrung zur Verfügung (Röw pers. Mitt.). Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Speiballenanalysen, bei denen nur Kopfplatten und Schnäbel identifiziert werden konnten (Mendel et al. unveröff. Daten). Bei Nahrungsanalysen anhand von Kot von Seehunden und Kegelrobben wurden dementsprechend nur wenige Kopfplatten und Otolithen (Gehörsteine) entdeckt (Thomsen 2009). Diese Tatsachen lassen den Schluss zu, dass die erbeuteten Hornhechte als Nahrungsreste der Seehunde und Kegelrobben aus dem Felswatt vor Helgoland stammen. Somit benötigen die Heringsmöwen für die Erbeutung von bereits toten Hornhechten vermutlich nur kurze Zeit, so dass diese Nahrungsflüge in der Auswertung höchstwahrscheinlich nicht berücksichtigt wurden.

Die Vermutung von Camphuysen (1995), dass die Hauptbeutearten der Heringsmöwen pelagische Schwarmfische darstellen, konnte wie auch in anderen Speiballenanalysen (Schwemmer & Garthe 2005; Garthe et al. unveröff. Daten) nicht eindeutig nachgewiesen werden. Dies lässt sich jedoch durch die schnellere Verdaulichkeit der meist kleinen Clupeidenreste erklären (Duffy & Jackson 1986). Im Gegensatz dazu waren in weiteren Studien, die die Nahrungsreste in hervorgewürgter Kükennahrung untersuchten, hohe Anteile an Clupeiden deutlich erkennbar (Noordhuis & Spaans 1992, Spaans et al. 1994).

In etwa einem Drittel der im Jahr 2009 gesammelten Speiballen wurden zudem Reste von Crustaceen gefunden. Im Unterschied zu dieser hier vorliegenden Studie untersuchten Dierschke & Hüppop (2003) hervorgewürgte Kükennahrung auf Helgoland und konnten in dieser nur selten Schwimmkrabben nachweisen. Beide Ergebnisse decken sich mit Beobachtungen von Noordhuis & Spaans (1992) und Spaans et al. (1994), die ebenfalls einen größeren Anteil an marinen Invertebraten in Speiballen der adulten Heringsmöwen fanden als in der Kükennahrung. Für Küken stellen demnach pelagische Schwarmfische eine bessere energiereichere Nahrungsquelle dar als Crustaceen (Spaans et al. 1994). Beobachtungen auf See wiesen besonders im küstennahen Raum vor den Nordfriesischen Inseln eine vermehrte Schwimmkrabbenaufnahme durch Heringsmöwen nach (Dries 2007). Allerdings wurden auch um Helgoland herum immer wieder Heringsmöwen beobachtet, die an Strömungskanten Schwimmkrabben erbeuteten (Röw pers. Mitt.). Da sich Schwimmkrabben ebenfalls von Discards ernähren, kommen sie jedoch bevorzugt in Gebieten mit Fischerei vor (Groenewold & Fonds 2000). Für die Heringsmöwen existieren

daher in den küstennahen Fischereigeieten mindestens zwei verschiedene Nahrungsquellen: zum einen der energiereichere Discard der Krabbenkutter und zum anderen die häufig vorkommenden Schwimmkrabben, die jedoch im Vergleich zu anderen Beuteorganismen einen deutlich geringeren Energiegehalt aufweisen (Cummins & Wuycheck 1971). Nahrungsstudien konnten für Amrumer Brutvögel einen sehr viel höheren Anteil an Schwimmkrabben in den Speiballen nachweisen als in anderen Kolonien (Garthe et al. 1999; Kubetzki & Garthe 2003; Schwemmer & Garthe 2005). Die Vögel scheinen daher trotz des geringeren Energiegewinns besonders in den späten Abendstunden und in den frühen Morgenstunden (Schwemmer 2003) bevorzugt Schwimmkrabben zu erbeuten. Auch wenn experimentelle Discard-Studien ergaben, dass Heringsmöwen Fische statt Schwimmkrabben bevorzugen, ist die Wahl von Schwimmkrabben möglicherweise auch mit inner- und zwischenartlicher Konkurrenzvermeidung zu erklären (Dries et al. unveröff. Daten). Da Schwimmkrabben energetisch nicht sehr ergiebig sind, kann sich ihre Erbeutung für die Heringsmöwen nur lohnen, wenn sie kurze Wege und wenig Zeit für die Nahrungssuche investieren müssen, so wie es für die Amrumer Brutvögel der Fall ist. Für die Helgoländer Heringsmöwen erscheint es daher als nicht sehr wahrscheinlich, dass sie die weiten Strecken bis vor die Küste wegen der energetisch unrentablen Schwimmkrabben zurücklegen. Dagegen ist es wahrscheinlicher, dass sie dort auf hochwertigere Nahrung wie Discard hoffen. Der zu anderen Kolonien vergleichsweise geringe Anteil von Schwimmkrabben-Resten in den Speiballen der Helgoländer Vögel unterstützt diese Vermutung. Wahrscheinlich werden Schwimmkrabben eher zufällig erbeutet oder als kleine Zwischenmahlzeit aus dem Helgoländer Felswatt aufgenommen.

4.4.2. Nahrungssuchflüge der Heringsmöwen

Die von den untersuchten Möwen durchgeführten Nahrungsflüge zeigten alle sehr variable Ausprägungen. Jede der insgesamt neun Heringsmöwen unternahm sowohl zeitlich als auch räumlich gesehen lange und kurze Nahrungsflüge. In beiden Untersuchungsjahren konnte jeweils für alle Nahrungstrips ein positiver Zusammenhang zwischen der zurückgelegten Gesamtstrecke und der maximalen Entfernung zur Kolonie nachgewiesen werden. Das zeigt, dass die Heringsmöwen in der Regel nur dann lange Strecken zurücklegten, wenn sie sich weit von der Kolonie entfernten. Auch die Dauer der Nahrungsflüge korrelierte sowohl mit der maximalen Entfernung zur Kolonie als auch mit der zurückgelegten Gesamtstrecke. Dieser positive Zusammenhang lässt vermuten, dass sich die Möwen nicht für eine längere Rast auf dem Meer aufhalten, sondern nur dann für längere Zeit die Kolonie verlassen, wenn sie sich auch weit von ihr entfernen.

Bei fünf der sieben Vögel, die mehr als zwei Nahrungsflüge durchführten, zeigten die Trips ein bimodales Muster, bei dem sich lange Nahrungsflüge mit kurzen abwechselten. Die zurückgelegte Strecke wurde in diesem Fall als Maß für den energetischen Aufwand eines Trips zugrunde gelegt, obwohl in anderen Studien oft die Dauer (Tage) betrachtet wird (z. B. Congdon et al. 2005; Paiva et al. 2010). Dabei kann die Dauer der Nahrungsflüge jedoch auch Zeiten der Rast beinhalten (s. oben). Auch die maximale Distanz zur Kolonie sagt nicht genug darüber aus, welchen Aufwand ein Vogel während der Nahrungssuche betrieben hat. Es geht daraus nicht hervor, ob die Vögel auf direktem Weg oder aber auf Umwegen zu einem Nahrungsgebiet geflogen sind. In vielen Studien verschiedener Seevogelarten wird von einer Abwechslung von kurzen und lang andauernden Nahrungsflügen während der Kükenaufzucht berichtet (Chaurand & Weimerskirch 1994, Weimerskirch et al. 1997; Weimerskirch 1998). Als Erklärung geben die Autoren an, dass während der kurzen Trips Nahrung für die Küken auf Kosten der eigenen Energie gesucht wird, während die langen Trips unternommen werden, um die eigenen Reserven aufzufüllen. In der vorliegenden Logger-Studie handelt es sich nicht um Nahrungsflüge während der Kükenaufzucht, sondern um Trips während der Inkubationsphase. Außerdem beträgt der Unterschied zwischen langen und kurzen Trips nur einige Stunden und nicht mehrere Tage. Aber auch Paiva et al. (2010) zeigten in der Inkubationsphase von Gelbschnabel-Sturmtauchern (*Calonectris diomedea*), dass die Vögel ebenfalls zwischen langen und kurzen Trips wechseln. In Anlehnung an Granadeiro et al. (1998) gehen Paiva et al. (2010) davon aus, dass der Aufwand langer Nahrungstrips die Produktivität des Meeres um die Brutkolonie widerspiegelt. In der vorliegenden Logger-Studie führten die meisten der langen Nahrungsflüge der Helgoländer Heringsmöwen in Gebiete mit Fischereiaktivität, was die Vermutung zulässt, dass die Heringsmöwen an manchen Tagen einen größeren Aufwand betrieben, um sich bei einem Fischkutter an leicht zu erbeutendem Discard satt zu fressen und um so ihre Reserven aufzufüllen. Da oft sehr viel Beifang ungenutzt über Bord gegeben werden, können Discard fressende Vögel schon innerhalb weniger Minuten ihren Tagesbedarf decken (Garthe 1993). Die Vögel aber, die in der Nähe der Kolonie nach Nahrung suchen, müssen zwar weniger Energie für den Flug aufbringen, gehen aber das Risiko ein, weniger Beute zu machen. Das bimodale Muster könnte daher ein guter Kompromiss sein, den Aufwand der Nahrungssuche möglichst gering zu halten. Denn möglicherweise füllen die Heringsmöwen ihre Energiereserven durch Discard vollständig auf und können es sich daher leisten, während des nächsten Nahrungsfluges nach unvorhersehbarer natürlicher Nahrung zu suchen. Chaurand & Weimerskirch (1994) beschreiben, dass durch den Wechsel von langen und kurzen Trips eine bessere Fütterungsrate der Küken erreicht werden kann, da die Altvögel die Energiereserven, die sie bei der Fütterung verlieren durch die langen Nahrungsflüge wieder auffüllen können. Übertragen

auf die Inkubationszeit könnte daher vermutet werden, dass durch die kürzeren Nahrungsflüge die Vögel ihre Zeit am Nest erhöhen können und dadurch in der Lage sind, zusammen mit ihrem Partner das Gelege besser gegen Prädation zu schützen. Diese Vermutung wird durch eigene Beobachtungen gestützt: Der nichtbrütende Partner verteidigte besonders zu Beginn der Brutzeit, direkt nach dem Legen der ersten Eier, den Bereich um das Nest stark gegen Artgenossen (Mendel et al. unveröff. Daten). Auch Spaans et al. (1994) wiesen nach, dass besonders in der Phase des Eierlegens und der Inkubationszeit oft beide Partner gleichzeitig am Nest waren.

In der vorliegenden Loggerstudie wurde zudem deutlich, dass die Helgoländer Heringsmöwen auch nachts auf Nahrungssuche gingen, wobei sich der Anteil der nächtlichen Nahrungstrips in beiden Untersuchungsjahren deutlich voneinander unterschied. Im Jahr 2008 zeigten die untersuchten Möwen eine ausgeprägte Nachtaktivität, bei der sie hauptsächlich Gebiete mit Fischereiaktivität aufsuchten. Die statistische Analyse belegte, dass Heringsmöwen in den Nachtstunden näher an Fischereifahrzeugen anzutreffen waren als tagsüber. Im Jahr 2009 konnte in den Dunkelphasen der Nacht keine Nahrungssuchaktivität festgestellt werden. Nur eine Möwe rastete in zwei Nächten auf dem Meer und ließ sich mehrere Stunden mit der Strömung treiben. Dass verschiedene Möwenarten nachtaktiv sind (Burger & Staine 1993, Oro et al. 1997) und zudem nachts hinter Kuttern Discard erbeuten, ist ein seit Jahren bekanntes Phänomen (Wassenberg & Hill 1990; Garthe & Hüppop 1993, Garthe & Hüppop 1996). Garthe & Hüppop (1993) beschrieben zudem, dass einige Seevogelarten einen großen Teil ihres Energiebedarfs nachts mit Discard decken, zumal die Seezungen-Fischerei fast ausschließlich nachts stattfindet und dabei eine große Menge an Discard anfällt (Garthe 1993). Nach Burger & Staine (1993) hängt die Ausprägung der Nachtaktivität von der Mondphase und der Bewölkung ab: In helleren Nächten flogen die Möwen deutlich häufiger umher und nahmen Nahrung auf als in dunklen Nächten. Somit könnten die Heringsmöwen in helleren Nächten noch nach natürlicher Nahrung suchen während sie in den „eigentlich“ dunklen Nächten nur im Scheinwerferlicht der Fischkutter ihre Nahrungssuche fortsetzen können.

Die unterschiedliche Tag-Nacht-Ausprägung der Nahrungsflüge in den beiden Jahren darf allerdings nicht überinterpretiert werden, da in den Jahren 2008 nur vier und im Jahr 2009 nur fünf Vögel mit Loggern ausgestattet wurden. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass im Jahr 2009 gerade die untersuchten Möwen keine ausgeprägten nächtlichen Verhaltensweisen zeigten, wohingegen der Partner möglicherweise nachts auf Nahrungssuche war. Da es allerdings Hinweise darauf gibt, dass die Vögel zwischen Tag- und Nachtaktivität wechseln (diese Studie, Garthe et. al unveröff. Daten) kann vermutet werden, dass die Möwen im Jahr 2009 tagsüber mehr Nahrung fanden und sie deshalb nicht

darauf angewiesen waren auch nachts auf Nahrungssuche zu gehen. Außerdem fand in diesem Jahr nachts sehr viel weniger Fischerei auf Seezungen statt (Fock pers. Mitt.), wodurch der Anreiz für die Möwen auch nachts auf Nahrungssuche zu gehen eventuell viel geringer war. Die untersuchten Heringsmöwen des Jahres 2008 hielten sich nachts z. T. sehr küstennah südwestlich von Amrum und westlich der Sände Norder- und Süderoog auf. In diesem Bereich konnte durch die VMS-Daten viel Fischereiaktivität in den Nachtstunden nachgewiesen werden. Dieses Gebiet ist aber, wie oben bereits erwähnt, ebenfalls dafür bekannt, dass dort Heringsmöwen besonders in den späten Abendstunden oder den frühen Morgenstunden vermehrt Schwimmkrabben erbeuten (Dries et al. unveröff. Daten). Diese Tatsache zeigt, dass allein eine räumliche Überlagerung von Logger-Daten und Fischereidaten nicht ausreicht, um zu zeigen, ob Heringsmöwen tatsächlich einen Kutter aufsuchten oder ob sie „kutterfern“ nach natürlicher Nahrung suchten. Denn erst eine zeitliche und räumliche Verschneidung kann Aufschluss darüber geben, ob die untersuchten Möwen und aktive Fischereifahrzeuge zur selben Zeit am selben Ort zugegen waren. Erst wenn eine zeitlich-räumliche Verschneidung Hinweise darauf gibt, dass sich die Möwe in diesem Fischerei- und Schwimmkrabbengebiet nicht in der Nähe eines Kutters aufhielt, kann vermutet werden, dass der Vogel dort nach natürlicher Beute wie Schwimmkrabben gesucht hat. Auch Votier et al. (2010) sind der Meinung, dass eine räumlich-zeitliche Übereinstimmung von VMS-Daten und Loggerdaten unerlässlich ist, um die Nutzung von Discards als Nahrungsquelle bewerten zu können.

Durch die zeitlich-räumliche Verschneidung der Heringsmöwen- und Fischereidaten konnte somit nachgewiesen werden, dass im Jahr 2008 acht der zehn untersuchten Nahrungsflüge in die unmittelbare Nähe von Fischereifahrzeugen führten, während dies im Jahr 2009 nur bei vier der zehn analysierten Trips der Fall war. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss allerdings berücksichtigt werden, dass nur wenige Tiere beprobt wurden und es sich daher auch um Zufallsereignisse handeln könnte. Wenn jedoch die Unterschiede der Nahrungsflüge zwischen beiden Jahren als Hinweis auf Verhaltensänderungen interpretiert werden sollen, lassen sich diese gut durch die veränderte Fischereisituation und die Bestandsänderungen der Sprotte (*Sprattus sprattus*) erklären. Im Jahr 2009 wurde sehr viel weniger gefischt als im Vorjahr, was aus den geringeren Schlepptunden pro Tag abgeleitet wurde. Fock (pers. Mitt.) erklärte dies durch die geringen Plattfischbestände im Jahr 2009, die das Fangen von Plattfischen für die Fischer unrentabel machten. Das führte dazu, dass im Ganzen weniger gefischt und somit weniger Discard im Verhältnis zu besseren Jahren über Bord gegeben wurde. Für die Heringsmöwen bedeutete dies eine reduzierte sichere Nahrungsquelle, so dass es für sie möglicherweise nicht rentabel war, die weiten Strecken zu Fischkuttern auf sich

zu nehmen. Gleichzeitig stiegen im Jahr 2009 die Bestände der Sprotten rasant an (Fock pers. Mitt.), so dass die Heringsmöwen vermutlich einfacher pelagische Fische erbeuten konnten als in den Jahren zuvor, auch wenn diese sich aus methodischen Gründen nicht in den ersten analysierten Speiballen nachweisen ließen (Mendel et al. unveröff. Daten). Die genaue Betrachtung der Nahrungsflüge zeigte, dass sich am 28.5.2009 vier der fünf untersuchten Heringsmöwen in einem Gebiet westlich von Helgoland aufhielten und dort intensiv nach Nahrung suchten. Am 29.5. waren es noch drei der Heringsmöwen. Durch die VMS-Daten konnte belegt werden, dass sich zu dieser Zeit dort kein Fischkutter befand. Erst am 30. und 31.5.2009 wurden dort dann aktive Fischkutter nachgewiesen. Zu dieser Zeit hielten sich dort noch ein bzw. zwei der untersuchten Heringmöwen auf. Dieses vermehrte Vorkommen der Heringsmöwen über mehrere Tage in einem kleinen begrenzten Gebiet lässt vermuten, dass dort über mehrere Tage gute natürliche Beute erreichbar war. Es könnte sich möglicherweise um pelagische Schwarmfische gehandelt haben. Aus Pedersen et al. (2009) ist zudem bekannt, dass sich westlich von Helgoland ein Fanggebiet für den Roten Knurrhahn befindet. Floeter et al. (2005) gaben an, dass Knurrhähne vertikale Wanderungen in der Wassersäule unternehmen, um pelagische 0-Gruppen Dorsche zu fressen. Auf diese Weise könnten sie für Heringsmöwen möglicherweise als natürliche Beute erreichbar sein.

Diese Daten zeigten, dass die Heringsmöwen an mehreren Tagen scheinbar sehr gut natürliche Nahrung erbeuten konnten und daher vermutlich weniger auf Fischereiabfälle angewiesen waren. Denn es ist bekannt, dass die Bedeutung von Discard für die Ernährung von Seevögeln steigt, wenn natürliche Nahrung schlechter erreichbar wird (Garthe et al. 1996; Votier et al. 2004). Dass Heringsmöwen pelagische Schwarmfische dem Discard vorziehen, solange diese ausreichend verfügbar sind, wurde bereits von Spaans et al. (1994) und Camphuysen (1995) vermutet.

4.4.3. Flugstrategien bei der Nahrungssuche in Abhängigkeit von der Fischereiaktivität

Weimerskirch (2007) beschreibt zwei verschiedene Nahrungssuchmuster: 1) die „commuting“ Trips und 2) die „looping“ Trips. Bei den ersteren steuert der Vogel gerichtet und direkt ein bestimmtes Gebiet an. Dort fliegt er umher und sucht nach Nahrung. Dadurch erhöht sich der lokale Loop-Faktor und die Fluggeschwindigkeit reduziert sich meist. Auf dem Rückweg fliegt der Vogel in einem ähnlichen Winkel wie auf dem Hinflug direkt zur Kolonie zurück. Während eines solchen Nahrungsfluges kann ein Vogel in mehreren Gebieten Nahrungssuchverhalten zeigen. Das zweite Flugmuster kann als eine Art

Rundflug beschrieben werden, bei dem sich der Vogel auf dem Rückweg nicht aus der Abflugrichtung wieder der Kolonie nähert. Diese Strategie wird als wenig energieaufwändig beschrieben, da auf diese Weise ein großes Gebiet nach Beute abgesucht werden kann (Weimerskirch et al. 2005). Der wichtigste Unterschied zwischen diesen beiden Suchstrategien besteht in der Annahme, dass ein Vogel, der einen „commuting“ Trip durchführt, weiß wo er Nahrung finden wird. Bei einem „looping“-Trip ist der Vogel vermutlich durchgängig auf der Suche nach unvorhersehbarer Nahrung und stoppt nur, wenn er Beute ausmachen kann.

Die in dieser Studie untersuchten Heringsmöwen zeigten zwar einige eindeutige „commuting“ und „looping“ Flugstrategien (Abb. 4.23a, bzw. 4.24a Trip 200922), jedoch war bei den meisten Trips keine eindeutige Zuordnung möglich, da beide Strategien anscheinend vermischt wurden. Die Heringsmöwen, die ein Fischereifahrzeug aufsuchten, taten dies in der Regel mit einem gerichteten Flug zu Beginn ihres Nahrungstrips (Abb. 4.25). Einige Male flogen sie nach dem Aufsuchen eines Kutters direkt zur Kolonie zurück, oft flogen sie aber auch in einem eher langsamen Suchflug in einem Bogen zurück zur Kolonie (vgl. Abb. 4.24 Trip 200836). Es konnte zudem nachgewiesen werden, dass die Möwen manchmal noch einen zweiten Kutter aufsuchten. Zusammenfassend lässt sich daraus schließen, dass die Möwen vermutlich in Erwartung auf gute Nahrung schon zu Beginn ihres Nahrungstrips einen Kutter anflogen und sich abhängig von ihrem dortigen Erfolg für einen Rückflug zur Kolonie oder zur weiteren Nahrungssuche entschieden. Die erbeutete Nahrungsmenge kann davon abhängen wie stark z. B. der inter- und intraspezifische Konkurrenzdruck am Fischereifahrzeug ist, aber auch von den unterschiedlichen Discardmengen während der einzelnen Fischereihols (Ulleweit et al. 2010).

Mittels des Gesamtloop-Faktors wurden die verwendeten Strategien während der Nahrungsflüge verglichen. Die Loop-Faktoren der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Trips unterschieden sich zwar nicht signifikant (Abb. 4.22), aber es wurde deutlich, dass die „kutternahen“ Nahrungsflüge die höchsten Loop-Faktoren erreichten. Das bedeutet, dass bei diesen Nahrungstrips die Vögel weitere Strecken im Verhältnis zur maximalen Distanz in Kauf nahmen, obwohl bei dem Anflug eines Gebietes mit vorhersagbarer Nahrung eher ein geringer Loop-Faktor nahe 2 zu erwarten gewesen wäre. Die höheren Loop-Faktoren decken sich jedoch mit den oben bereits beschriebenen Beobachtungen, dass die untersuchten Heringsmöwen nach dem Aufsuchen eines Kutters z. T. langsam in einem Bogen zurück zur Kolonie flogen. Zusätzlich wurden die einzelnen Nahrungstrips in stündliche Intervalle aufgeteilt, für die jeweils ein stündlicher Loop-Faktor berechnet wurde (Mendel et al. 2010). Durch die Einteilung in diese kurzen Intervalle ließen sich die unterschiedlichen Phasen des Nahrungsfluges und des Suchverhaltens genauer analysieren. Dabei zeigte sich, dass die Heringsmöwen in der Nähe von Fischereifahrzeugen (bis 5 km) einen höheren stündlichen Loop-Faktor aufwiesen, also im Verhältnis zur zurückgelegten

Distanz signifikant mehr umher flogen. Dies deckt sich mit Beobachtungen während der Seevogelerfassungen, die deutlich machten, dass Heringsmöwen oft solange um ein Fischereifahrzeug kreisen bis dort Discard über Bord gegeben wird (Sonntag pers. Mitt.). Möglicherweise kann dieses Verhalten der Möwen den Gesamt-Loopfaktor der „kutternahen“ Trips so beeinflussen, dass die Werte höher waren als erwartet. Der höhere Gesamt-Loopfaktor könnte aber auch, wie oben bereits erwähnt, vom Erfolg der Heringsmöwe bei der Erbeutung von Discard und daher von der Notwendigkeit weitere Nahrungsgebiete aufzusuchen, abhängig sein.

Die geringen Loop-Faktoren der „kutterfernen“ Nahrungsflüge lassen gleichsam den Schluss zu, dass Heringsmöwen bestimmte Gebiete beispielsweise mit Strömungskanten „kennen“ und diese in Erwartung auf natürliche Beute gezielt anfliegen. Abschließend lässt sich vermuten, dass das Aufsuchen von Kuttern zu Beginn der Nahrungsflüge so wie auch die geringen Loop-Faktoren der „kutterfernen“ Trips dafür sprechen, dass die Möwen aufgrund ihrer Erfahrungen in einem bestimmten Gebiet entweder natürliche oder anthropogen bedingte Nahrung erwarten.

Um die Frage der Vorhersehbarkeit der Nahrung besser erklären zu können, müsste in weiteren Analysen gezeigt werden, aus welcher Entfernung Heringsmöwen Fischkutter wahrnehmen können und wann sie sich entscheiden, einen Kutter aufzusuchen. Skov & Durinck (2001) errechneten beispielsweise für Silbermöwen und Mantelmöwen die Entfernungen zu einem Schiff, ab der die Vögel durch das Schiff angelockt wurden. Die Attraktionswirkung eines Fischereischiffes lag für Silbermöwen im Mittel in einer Entfernung von 4,8 km und für Mantelmöwen im Mittel in 3,8 km Entfernung. Für Heringsmöwen liegen vergleichbare Zahlen bislang nicht vor. Untersuchungen innerhalb einer Heringsmöwen-Kolonie zeigten allerdings, dass einige Möwen erst hoch über der Kolonie kreisten, um vermutlich nach Fischereifahrzeugen Ausschau zu halten, während andere Möwen direkt auf das Meer hinausflogen (Schwemmer 2003). Da es durch diese Logger-Studie keine eindeutigen Hinweise darauf gibt, dass ein Vogel bevorzugt nur ein bestimmtes Gebiet aufsucht, kann davon ausgegangen werden, dass die Heringsmöwen keine große Nahrungsplatztreue zeigen, wie es für andere Seevogelarten bekannt ist (Grémillet et al. 1999, Weimerskirch 2007), sondern sich erst zu Beginn des Nahrungsfluges entscheiden, welchen Aufwand sie zur Nahrungssuche betreiben und welche Gebiete sie deshalb aufsuchen wollen.

Der Vergleich der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge machte zudem deutlich, dass sich der energetische Aufwand der Heringsmöwen während der Trips stark unterschied, denn die Eigenschaften Dauer, maximale Distanz zur Kolonie und zurückgelegte Gesamtstrecke wichen signifikant voneinander ab. Die Heringsmöwen führten deutlich längere und weitere Nahrungsflüge durch und

nahmen so höhere Energiekosten in Kauf, wenn sie zu Fischereifahrzeugen flogen. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die meisten aktiven Kutter erst in 30–50 km Entfernung von Helgoland nachgewiesen wurden. Während der „kutterfernen“ Nahrungsflüge entfernten sich die Heringsmöwen nicht so weit von der Kolonie und suchten im Mittel in Entfernungen von 20 km zur Insel nach natürlicher Nahrung. Dieses Verhalten bestätigt, dass Vögel höhere Flugkosten und eine längere Dauer nur dann auf sich nehmen, wenn sie viel energiereiche Beute (in Form von Fischereiabfällen) erwarten (Bartumeus et al 2010). Oro et al. (1997) wiesen während eines Fischereimoratoriums nach, dass Korallenmöwen (*Larus audouinii*) für die Suche nach natürlicher Nahrung längere Zeit benötigten als zur Nahrungssuche bei vorhersagbaren Fischkuttern. Dieses Phänomen trat während der Kükenaufzucht auf, als die Möwen zwar ihre Fütterungsrate verringerten, aber dafür größere Fische verfütterten. Die kürzere Trip-Dauer der „kutterfernen“ Nahrungsflüge deutet daher darauf hin, dass auch natürliche Nahrung für die Helgoländer Heringsmöwen eine vorhersehbare Beute ist und sie Kenntnis darüber haben, dass beispielsweise Strömungskanten eine profitable Nahrungsquelle sein können.

Die Korrelation zwischen Trip-Dauer und zurückgelegter Strecke unterschied sich ebenfalls für die „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge. Während für die „kutternahen“ Trips ein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden konnte, hing die Dauer der Nahrungsflüge bei „kutterfernen“ Trips nicht von der zurückgelegten Strecke ab. Dass bei den Heringsmöwen, die „kutterferne“ Nahrungstrips durchführten, keine Korrelation von Trip-Dauer und Strecke nachgewiesen werden konnte, kann dadurch begründet werden, dass einige Nahrungsflüge im Verhältnis zur Strecke z. T. nur sehr kurz andauerten. Das lässt den Schluss zu, dass Heringsmöwen nicht bevorzugt auf See rasten, sondern nur eine bestimmte Zeit zur Rast einplanen und diese wenn möglich verkürzen. Pichegru et al. (2007) zeigten, dass Kaptölpel (*Morus capensis*) dagegen bevorzugt auf See rasten, wenn dies die Nahrungsbedingungen zuließen. Dazu wurden zwei verschiedene Kaptölpel-Kolonien verglichen bei denen ein Unterschied in der Korrelation zwischen Strecke und Dauer der Trips nachgewiesen wurden. Die Brutvögel der einen Kolonie mussten sich zur Nahrungssuche weiter von der Kolonie entfernen, was bei ihnen zu einer nachweisbaren Korrelation zwischen zurückgelegter Strecke und Trip-Dauer führte. Die Vögel der anderen Kolonie konnten in der Nähe der Kolonie Nahrung finden. Da sie nicht so viel Zeit für die Nahrungsflüge benötigten, konnten sie länger auf See rasten. Bei ihnen korrelierten Dauer und Strecke nicht miteinander (siehe auch Garthe et al. 2011c), da sie trotz kürzerer zurückgelegter Strecke länger auf dem Meer verweilten. Während der „kutternahen“ Nahrungsflüge zeigten die Möwen häufiger langsame Fortbewegungsgeschwindigkeiten (<10 km/h) und wurden dadurch als rastend eingestuft. Während „kutterferner“ Trips rasteten die Vögel seltener (67 % im

Vergleich zu 60 % aller Daten). Der höhere Anteil an langsameren Fortbewegungsgeschwindigkeiten während der „kutternahen“ Nahrungsflüge könnte durch verschiedene Umstände erklärt werden: möglicherweise warteten die Heringsmöwen z. T. länger bei Fischereifahrzeugen bis Discard über Bord geworfen wird, oder sie nahmen größere Mengen an Beute auf einmal zu sich und benötigen längere Zeit zum Verdauen, bevor sie zurück zur Kolonie fliegen konnten. Beide Vermutungen können durch Beobachtungen auf See bestätigt werden (Sonntag pers. Mitt.).

Auch wenn sich die Fluggeschwindigkeiten zwischen „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflügen nicht signifikant unterschieden, variierten sie jedoch stark im Verlauf der durchgeführten Nahrungstrips. Bei den „kutternahen“ Trips zeigte sich ein deutliches Muster: zu Beginn des Nahrungssuchfluges flogen die Heringsmöwen signifikant schneller, erreichten dann den Fischkutter und bewegten sich dort signifikant langsamer fort. Auf dem Rückweg zur Kolonie flogen sie hingegen wieder schneller als im Mittel angenommen. Anders verhält es sich jedoch bei den „kutterfernen“ Nahrungsflügen. Die Heringsmöwen flogen in der ersten Hälfte ihrer Trips langsamer als erwartet und suchten vermutlich während des Fluges nach Nahrung. Sie beschleunigten erst in der zweiten Hälfte ihrer Nahrungsflüge auf dem Rückweg zur Kolonie. Sowohl während der „kutternahen“ als auch der „kutterfernen“ Nahrungsflüge bewegten sich die Heringsmöwen meistens mit Geschwindigkeiten zwischen 30 und 40 km/h fort. Wenn die Möwen jedoch Kutter aufsuchten, konnten häufiger Fluggeschwindigkeiten von über 65 km/h gemessen werden.

Verschiedene Studien beschäftigen sich mit den optimalen Fluggeschwindigkeiten, die die Energiekosten der Vögel während des Fluges minimieren (Norberg 1981, Welham 1994, Camphuysen 1995, Shamoun-Baranes & van Loon 2006). Anders als beim Schwimmen oder Laufen steigen die Energiekosten beim Fliegen nicht mit höherer Geschwindigkeit an, sondern die Geschwindigkeits-Energiekurve lässt sich als eine flache U-Kurve beschreiben. Dabei gibt die minimum power speed (V_{mp}) die Geschwindigkeit an, bei der sich der Vogel mit den geringsten Energiekosten pro Zeiteinheit fortbewegen kann (Norberg 1981, Alerstam et al. 1993). Um jedoch die zurückgelegte Strecke in Bezug auf die verbrauchte Energie zu maximieren, sollten sich die Vögel mit der maximum range speed (V_{mr}) fortbewegen (Alerstam et al. 1993, Watanabe et al. 2011). Wenn die Fluggeschwindigkeit die V_{mr} übersteigt, dann verbraucht der Vogel zwar mehr Energie, gewinnt aber Zeit, da er eine größere Strecke in kürzerer Zeit zurücklegen kann. Dieses Verhalten ist z. B. während der Kükenaufzucht sinnvoll, wenn die Eltern zum Füttern schnell zurück in die Kolonie fliegen müssen (Norberg 1981). Diese Strategie ist aber nur dann von

Vorteil, wenn die Eltern je nach Nahrungsangebot keinen Energieverlust riskieren.

Camphuysen (1995) zitiert in seiner Untersuchung die V_{mp} und V_{mr} -Werte aus Pennycuick (1989) für Heringsmöwen. Demnach beträgt die optimale Geschwindigkeit für sehr energieeffizientes Fliegen 30,96 km/h (V_{mp}), die Geschwindigkeit für V_{mr} 51,48 km/h. Im Vergleich dazu errechneten Shamoun-Baranes & van Loon (2006) höhere Geschwindigkeiten: 39,50 km/h (V_{mp}) und 64,08 km/h (V_{mr}). Für den Vergleich der oben zitierten Daten mit den Geschwindigkeitsdaten aus der hier vorliegenden Logger-Studie muss allerdings berücksichtigt werden, dass keine eigenen Berechnungen und Korrekturen durchgeführt wurden, die die Abhängigkeit der Geschwindigkeiten von Windrichtung und -stärke berücksichtigen. Denn bei dieser Analyse soll es lediglich um eine grobe Einordnung der Flugstrategien der Helgoländer Heringsmöwen gehen. Das Mittel der sicher fliegenden Heringsmöwen (>10 km/h) lag in beiden Untersuchungsjahren bei $35,4 \pm 15,0$ und $36,0 \pm 13,2$ km/h. Dies war ein Grund dafür, die Nahrungssuchgeschwindigkeit auf >10-35 km/h einzugrenzen. Außerdem zeigte sich, dass diese Geschwindigkeiten genau zwischen den V_{mp} -Werten von Camphuysen (1995) bzw. Pennycuick (1989) und Shamoun-Baranes & van Loon (2006) liegen. Diese Einordnung gibt einen Hinweis darauf, dass Heringsmöwen während der Nahrungssuche energieeffizient fliegen.

Auch der Vergleich der „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge (im Mittel $35,8 \pm 15,6$ km/h und $35,5 \pm 12,5$ km/h) macht deutlich, dass, egal welche Nahrungsgebiete aufgesucht werden, die Minimierung der Flugkosten im Vordergrund steht. Der größte Teil der Daten ab einer Geschwindigkeit von >10 km/h liegt sowohl für „kutternah“ als auch „kutterferne“ Trips in dem Bereich der hier definierten Nahrungssuchgeschwindigkeit zwischen >10 und 35 km/h (Tab. 4.2).

Nach Alerstam et al. (1993) wählen Seevögel meist während der Nahrungssuchflüge Geschwindigkeiten, die zwischen ihrer V_{mp} und der V_{mr} liegen. In diesem Zusammenhang weist er auch auf die Schwierigkeiten hin, Fluggeschwindigkeiten in Bezug auf die errechneten V_{mp} und V_{mr} -Werte zu interpretieren. Bei der Analyse der Geschwindigkeiten muss außerdem berücksichtigt werden, dass die Möwen während des Fliegens nach Nahrung suchen, und dass ihre Beute wahrscheinlich bei höheren Geschwindigkeiten nicht so leicht zu entdecken ist. Diese Einschätzung passt zu dem Vergleich der Datensätze nach Pennycuick (1989) und Shamoun-Baranes & van Loon (2006): Da mehr Daten im Geschwindigkeitsbereich von 31-51 km/h ($>V_{mp}$ und $<V_{mr}$ nach Pennycuick 1989, Abb. 4.26a, Tab. 4.2) liegen als zwischen 40-64 km/h ($>V_{mp}$ und $<V_{mr}$ nach Shamoun-Baranes 2006, Abb. 4.26b, Tab. 4.2) könnte vermutet werden, dass die Möwen zur Nahrungssuche eher langsamer fliegen.

Somit wird die Entscheidung der Nahrungssuchgeschwindigkeit im Bereich von >10–35 km/h in dieser Studie unterstützt.

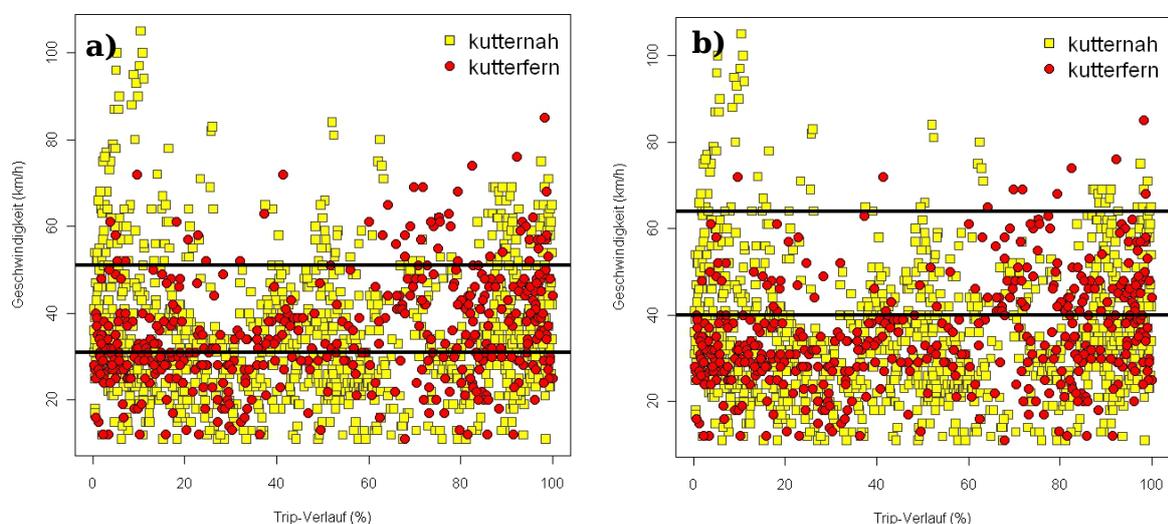


Abbildung 4.26. Verteilung der Fortbewegungsgeschwindigkeiten (>10km/h) von „kutternah“ (rote Punkte) und „kutterfernen“ (gelbe Quadrate) Nahrungsflügen. Die schwarzen Linien geben den Geschwindigkeitsbereich zwischen V_{mp} und V_{mr} an, a) nach Pennycuick (1989) und b) nach Shamoun-Baranes & van Loon (2006).

Tabelle 4.2. Anteil der Datensätze von „kutternah“ und „kutterfernen“ Nahrungsflügen eingeteilt in verschiedene Geschwindigkeitsklassen (>10 km/h). Dabei wird zwischen den Werten für V_{mp} und V_{mr} nach Pennycuick (1989) und Shamoun-Baranes & van Loon (2006) unterschieden.

Geschwindigkeit	"kutternah"	"kutterfern"
>10–35 km/h (Nahrungssuch-Geschwindigkeit, diese Studie)	57,5	57,3
>51 km/h (V_{mr} , nach Pennycuick (1989))	15,3	4,3
>64 km/h (V_{mr} , nach Shamoun-Baranes 2006))	5,1	0,9
> V_{mp} und < V_{mr} (nach Pennycuick (1989))	13,7	20,0
> V_{mp} und < V_{mr} (nach Shamoun-Baranes & van Loon (2006))	9,5	12,1

Während der „kutternahen“ Nahrungsflüge bewegten sich die Vögel deutlich häufiger mit Geschwindigkeiten >51 km/h fort als die Vögel, die nach natürlicher Nahrung suchten und keine Kutter anfliegen (Tab. 4.2). Durch die Modellierung der Geschwindigkeiten im Verlaufe des Trips wurde deutlich, dass die Möwen, die sich dazu entschieden hatten Kutter aufzusuchen, schon am Anfang des

Nahrungsfluges mit hohen Geschwindigkeiten starteten. Auch die letzten 10 % der Trips legten sie mit hohen Geschwindigkeiten zurück (Abb. 4.26). Diese Tatsache lässt die Vermutung zu, dass Heringsmöwen auf dem Weg zu Kuttern bzw. zurück zur Kolonie meist darauf verzichteten, nach natürlicher Nahrung Ausschau zu halten. Diese hohen Fortbewegungsgeschwindigkeiten konnten bei acht von zwölf kutternahen Nahrungsflügen beobachtet werden, was nach Welham (1994) auf eine Zeitminimierung während des Nahrungsfluges hindeutet.

Dass die Heringsmöwen schon auf den Hinflügen die hohen energieaufwändigeren Geschwindigkeiten wählten, könnte ein Hinweis darauf sein, dass sie ausreichend Nahrung in Form von Fischereiabfällen erwarteten. Außerdem könnten die hohen Anfangs- und Endgeschwindigkeiten vermuten lassen, dass die Heringsmöwen die einkalkulierte längere Zeit für den Nahrungstrip durch die hohen Fluggeschwindigkeiten kompensieren wollten. Die Möwen, die nach natürlicher Nahrung suchten, flogen in der ersten Hälfte ihrer Nahrungsflüge vergleichsweise langsam. Dies lässt vermuten, dass sie ihre Energiekosten minimieren und während des Fluges nach Nahrung Ausschau halten wollten. Erst gegen Ende ihrer Nahrungsflüge flogen sie schneller, vermutlich weil sie nicht mehr nach Beute suchten und sich erlauben konnten, energetisch aufwändiger zu fliegen.

4.4.4. Eignung der GPS-Datenlogger zu Beantwortung der Fragestellungen

GPS-Datenlogger wurden bereits in vielen Studien erfolgreich eingesetzt (Louzao et al. 2009, Paiva et al. 2010, Votier et al. 2010, Schwemmer & Garthe 2011).

In keiner dieser Studie konnte ein negativer Effekt des Gerätes auf das Flugverhalten der untersuchten Vögel nachgewiesen werden, da beachtet wurde, dass das Gerät nicht zu schwer war und so befestigt wurde, dass es das Tier nicht beim Flug behindert (Phillips et al. 2003). Aufgrund eigener Beobachtungen, schätze ich den Effekte der Datenlogger auf Heringsmöwen aus folgenden Gründen ebenfalls als sehr gering ein: 1) Die Heringsmöwen kamen nach der Ausrüstung mit Datenloggern oft bereits nach einigen Minuten zurück zum Nest; 2) von insgesamt 21 Tieren in den Jahren 2008–2011 verlor nur ein Vogel sein Gelege aufgrund von Prädation (wobei nicht geklärt ist, ob dies mit der Ausbringung des Datenloggers in Zusammenhang steht); 3) beim Wiederfang der Tiere nach etwa einer Woche reagierten nur vereinzelte Tiere sehr empfindlich auf die Falle, ließen sich aber trotzdem fangen. Im Rahmen dieser Untersuchungen habe ich jedoch auf eine quantitative Studie über den Bruterfolg verzichtet, da der Datenlogger bereits vor dem Schlupf der Küken abgenommen

wurde und es keine Hinweise darauf gab, dass die Möwen in ihrem Verhalten beeinträchtigt waren.

Ohne den Einsatz von Datenloggern können zwar Heringsmöwen auf See durch schiffs- oder fluggestützte Erfassungen beobachtet und ein vermehrtes Vorkommen in Fischereigeieten nachgewiesen werden. Jedoch ist es nicht möglich, zu unterscheiden, aus welcher Kolonie die Möwen stammen und dementsprechend Aussagen darüber zu treffen, wie groß ihr Aktionsradius ist. Im Vergleich dazu ermöglichen es Datenlogger sogar nachts die Raumnutzung der Möwen individuenbasiert und koloniebezogen zu untersuchen und damit zu vergleichen, welche Gebiete im Gegensatz zu anderen bevorzugt aufgesucht werden. Die zeitlich und räumlich hochaufgelösten GPS-Daten der Logger lassen es ebenso zu, Verhaltensänderungen und Nahrungssuchstrategien aufzudecken. Je kleiner die Zeitintervalle der Datenspeicherung sind, desto genauer können Richtungs- und Geschwindigkeitsänderungen während eines Nahrungstrips nachgewiesen werden. In dieser Studie wurde ein Intervall von zwei Minuten gewählt, was ausreichte, um grundlegende Eigenschaften der Nahrungssuchflüge in Abhängigkeit der Fischereiaktivität zu vergleichen.

Durch den gleichzeitigen Einsatz von Datenloggern in verschiedenen Heringsmöwenkolonien entlang der deutschen Nordseeküste können zukünftig Nahrungsgebiete koloniebezogen verglichen und in Kombination mit Nahrungsanalysen durch Speiballen potentielle Unterschiede der Nahrungspräferenzen und somit auch der Bedeutung der Fischerei, aufgedeckt werden. Auch ist es denkbar, mit weiterentwickelten Datenloggern auch Flughöhen zu erfassen. Auf diese Weise könnten weitere Einblicke in das Nahrungssuchverhalten gelangen, beispielsweise, ob Heringsmöwen über der Kolonie erst hoch aufsteigen, um nach Fischereifahrzeugen Ausschau zu halten, wie von Schwemmer (2003) bereits vermutet wurde. Auch im Zuge der Offshore-Windkraft-Forschung sollen Datenlogger eingesetzt werden, um mögliche Anlockungseffekte und Verhaltensweisen in und um Windparks zu erforschen. (<http://www.uni-kiel.de/ftzwest/ag4/projekte/birds/windbird.shtml>).

4.4.5. Schlussfolgerung

Diese Studie verdeutlichte, dass GPS-Datenlogger eine hervorragende Möglichkeit bieten, um hochaufgelöste Daten über Nahrungsgebiete und das Nahrungssuchverhalten einzelner Individuen zu erfassen. In Kombination mit den Informationen des Vessel-Monitoring-Systems können so detaillierte Aussagen über die Bedeutung der Fischerei für Heringsmöwen und über Verhaltensänderungen in Abhängigkeit der Fischereiaktivitäten getroffen werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen konnten somit zeigen, dass

Heringsmöwen sowohl außerhalb von Fischereigebieten nach natürlicher Beute suchen als auch oft zu Fischereifahrzeugen fliegen, um dort vermutlich Fischereiabfälle und Discard zu erbeuten. Jedoch unterschied sich die Bedeutung der Fischerei scheinbar in den beiden Untersuchungsjahren: Im Jahr 2008 flogen die untersuchten Heringsmöwen vermehrt in Gebiete mit Fischereiaktivität, wobei den Nachtstunden eine besondere Bedeutung zukam. Durch das Scheinwerferlicht der Kutter wird den Möwen eine Möglichkeit gegeben, ihre Nahrungssuche auch in dunklen Nächten fortzusetzen. Im Jahr 2009 suchten die Heringsmöwen seltener Fischereifahrzeuge auf und hielten sich nachts nur zur Rast auf dem Meer auf. In beiden Jahren variierten die Nahrungssuch- und Flugstrategien der Heringsmöwen. Ihre „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflüge können keinem eindeutigen Muster, wie „looping“- bzw. „commuting“- Trips zugeordnet werden. Jedoch zeigte sich, dass Kutter meist zu Beginn des Nahrungsfluges zielgerichtet angefliegen wurden. Allerdings wurden auch Gebiete zielgerichtet aufgesucht, in denen die Vögel ein natürliches Beutevorkommen erwarteten. Während „kutternaher“ Nahrungsflüge nahmen die Heringsmöwen höhere Energiekosten in Kauf, vermutlich da sie mit energiereicher Nahrung in Form von Fischereiabfällen rechneten. Auch wenn sich die Möwen, die zu Kuttern flogen, mit sehr hohen Geschwindigkeiten zu Beginn und am Ende der Trips fortbewegten, stand das energiesparende Fliegen wie bei den „kutterfernen“ Flügen im Vordergrund. Durch diese Studie konnte untermauert werden, dass Heringsmöwen flexibel in der Nahrungswahl sind und sowohl anthropogene als auch natürliche Nahrungsquellen je nach ihrer Verfügbarkeit und Vorhersehbarkeit nutzen können.

Abschließende Diskussion

Im Hinblick auf die Intensivierung der anthropogenen Aktivitäten auf dem Meer bestand das Ziel der vorliegenden Arbeit darin, die Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen auf Seevögel ergebnis- und methodenorientiert zu bewerten. Studien aus den Meeresgebieten weltweit belegen, dass konstante und variable Umweltfaktoren, wie Sedimentverteilung, Wassertiefe, Küstenentfernung und hydrografische Gegebenheiten, die Verteilung von Seevögeln auf dem Meer beeinflussen und bestimmen (Hunt & Schneider 1987, Hunt 1990, Skov & Prins 2001, Daunt et al. 2006, Ballance et al. 2006, Markones et al. 2008, Garthe et al. 2009). Die meisten dieser Faktoren stehen in direktem Zusammenhang mit dem Vorkommen und der Verfügbarkeit von Beuteorganismen, da dies für Seevögel letztendlich die relevanten Einflussgrößen sind. Inzwischen ist ebenfalls bekannt, dass auch anthropogene Nutzungen die Verteilung und das Verhalten von Seevögeln beeinflussen können (Furness 2003, Kaiser et al. 2006, Petersen et al. 2006, Bellefleur et al. 2009). Obwohl die deutsche Nordsee zu den am intensivsten durch den Menschen genutzten Meeresbereichen gehört (Halpern et al. 2008), existieren dort bislang nur wenige Studien, die sich mit detaillierten Auswirkungen von menschlichen Nutzungen auf Seevögel beschäftigen (z. B. Ketzenberg 1993, Garthe 1997, Schwemmer et al. 2011). Da mittlerweile umfassendere Informationen über einzelne Nutzungstypen zugänglich sind, ist es durch die Kombination mit neuen Technologien und statistischen Verfahren möglich, Auswertungsmethoden weiter zu entwickeln, die eine Bewertung der Effekte verschiedener Nutzungstypen auf Seevögel zulassen, um somit bestehende Wissenslücken über den Einfluss anthropogener Aktivitäten auf die marine Lebenswelt zu reduzieren. Diese Arbeit liefert daher einen Beitrag zur Etablierung methodischer Ansätze und bewertet unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher und zeitlicher Skalen die Auswirkungen dreier Nutzungsformen auf die Verbreitung und das Verhalten von Seevögeln.

In der folgenden zusammenfassenden Betrachtung füge ich die Ergebnisse und Erfahrungen aus allen Kapiteln zusammen und erörtere nacheinander die angewendeten Methoden sowie die nachgewiesenen Auswirkungen der menschlichen Aktivitäten auf Seevögel. In einem Ausblick weise ich auf die Notwendigkeit hin, die Effekte verschiedener Nutzungsformen kumulativ zu betrachten sowie durch Managementmaßnahmen den Schutz von Seevögeln zu gewährleisten.

Bewertung der angewendeten Methoden

Um Auswirkungen anthropogener Nutzungen auf populationsbiologischer Ebene umfassend bewerten zu können, sind als Voraussetzung Kenntnisse über die Reaktionen der Tiere auf die verschiedenen Nutzungstypen erforderlich (Hill et al. 1997). Dazu wurden in dieser Studie zwei verschiedene Ansätze gewählt:

Verhaltensbezogener Ansatz

Beim verhaltensbezogenen Ansatz werden Verhaltensänderungen als direkte Reaktion auf menschliche Aktivitäten untersucht, beispielsweise in Form von Fluchtverhalten oder Ausweichbewegungen (z. B. Ronconi & St. Clair 2002, Bellebaum et al. 2006, Gill 2007, Larsen & Guillemette 2007, Dwyer 2010, Krijgsveld et al. 2011, Schwemmer et al. 2011). Dabei werden durch menschliche Aktivitäten ausgelöste Verhaltensänderungen häufig als Maß für die Störanfälligkeit einer Art betrachtet: Arten, die die stärksten Reaktionen auf Störungen zeigen, gelten als besonders empfindlich und schützenswert, wohingegen bei Arten, die keine Reaktionen zeigen, keine Auswirkungen auf ihre Fitness angenommen wird (Burger 1981, Klein et al. 1995). Dem widersprechen Gill et al. (2001) und Beale & Monaghan (2004), denn sie vermuten, dass die Entscheidung eines Individuums auf eine Störung mit Flucht zu reagieren davon abhängt, wie gut die Qualität des alternativen Rastplatzes ist. Zudem gehen sie davon aus, dass es sich ein Vogel in schlechter körperlicher Verfassung nicht leisten kann, aus einem Rastgebiet zu fliehen. Daher sehen sie den Ansatz, über Verhaltensänderungen die Empfindlichkeit von Vögeln gegenüber einem Eingriff zu bewerten, kritisch. Ihrer Auffassung nach müssten eher die nicht fliehenden Arten besonderen Schutz erfahren, da sie keine andere Wahl haben als die Störung zu ertragen. Jedoch müssen durch menschliche Aktivitäten ausgelöste Verhaltensänderungen nicht zwangsläufig einen negativen Einfluss bedeuten, z. B. hinsichtlich einer Flucht- oder Meidereaktion. Vielmehr könnten sie auch einen positiven Effekt, im Sinne einer Anlockung aufgrund verbesserter Nahrungsbedingungen, darstellen. Dies trifft insbesondere für einige Möwen- und Seeschwalbenarten zu (Camphuysen 1995, Rothery et al. 2009, Krijgsveld et al. 2010, FTZ unveröff. Daten). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde daher der verhaltensbezogene Ansatz am Beispiel der Heringsmöwe angewendet, um ihre Verhaltensänderungen im Bezug zu Fischereiaktivitäten zu untersuchen (Kapitel 4).

Durch den Einsatz von Datenloggern können hochaufgelöste Daten über die Raumnutzung und die individuellen Nahrungsflüge einzelner Heringsmöwen gewonnen werden, so dass ein Vergleich der Flugstrategien einzelner Tiere

möglich wird. Jedoch ist es anhand des aufgezeichneten Flugmusters nicht direkt und sicher möglich nachzuweisen, ob und wann eine Möwe ein Fischereifahrzeug aufsuchte oder ob sie nach natürlich vorkommender Beute suchte. Erst durch die Bereitstellung der räumlich und zeitlich hochaufgelösten VMS-Daten konnten die Daten zum Nahrungssuchverhalten im Hinblick auf den Einfluss von Fischereiaktivität analysiert werden. Da sowohl die Nahrungssuchflüge der Heringsmöwen als auch das Fischereivorkommen von Tag zu Tag sehr variabel sind, reicht eine räumliche Verschneidung der Daten nicht aus (s. auch Votier et al. 2010). Damit keine wichtigen Informationen über das zeitgleiche Vorkommen von Heringsmöwen und Kuttern im selben Gebiet verloren gehen, sollte daher unbedingt der zeitliche Aspekt berücksichtigt werden. So konnte genau nachgewiesen werden, ob und wann eine Heringsmöwe während ihres Nahrungsfluges einen Fischkutter aufgesucht bzw. ob sie in anderen Gebieten vermutlich nach natürlich vorkommender Beute gesucht hatte. Durch die daraus resultierende Möglichkeit zwischen „kutternahen“ und „kutterfernen“ Nahrungsflügen zu differenzieren, konnte der energetische Aufwand der Trips (Trip-Dauer, Distanz zur Kolonie und zurückgelegte Strecke) beider Kategorien verglichen werden. Da auf diese Weise auch unterschiedliche Strategien (z. B. Fluggeschwindigkeit während des Trip-Verlaufs, Zeitpunkt wann ein Kutter aufgesucht wurde) nachgewiesen werden konnten, handelt es sich bei der kombinierten Auswertung der Logger- und Fischereidaten um eine sehr gute Methode, die wichtige Aspekte des Nahrungssuchverhalten aufdecken kann. Somit ergeben sich durch die Verwendung der VMS-Daten nun ganz neue Möglichkeiten, um das Nahrungssuchverhalten von Seevögeln in Abhängigkeit von Fischereiaktivitäten zu untersuchen. Generell ist der Einsatz von Datenloggern eine sehr gute Alternative, um das Verhalten von Seevögeln auf dem Meer zu untersuchen. Denn zeit- und kostenaufwändige Verhaltensbeobachtungen von Schiffen aus können keine Hinweise darauf geben, aus welcher Kolonie die Vögel stammen und wie lange sie sich bereits auf Nahrungssuche befinden. Außerdem könnten mit Datenloggern zukünftig Daten über das Verhalten von Heringsmöwen in Windparks gesammelt werden, um beispielsweise deren Bedeutung als Nahrungsgebiet oder als Gefährdung hinsichtlich des Kollisionsrisikos abschätzen zu können.

Verbreitungsbasierter Ansatz

Beim verbreitungsbasierten Ansatz werden die Anzahlen und Abundanzen von Vögeln in unterschiedlichen Entfernungen zur Störquelle bzw. vor, während und nach einer Störung verglichen (Petersen et al. 2006, Kaiser et al. 2006, Burton 2007, Dwyer 2010, Leopold et al. 2010, Schwemmer et al. 2011). Diese Methode wird häufig verwendet, um Langzeiteffekte zu erforschen (Gill 2007). Bei der Bewertung der Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen auf Basis des

verbreitungsbezogenen Ansatzes ist zu beachten, dass dauerhafte oder immer wiederkehrende Störungen bei Seevögeln zu unterschiedlichem Verhalten führen können. Es kann beispielsweise zu einer Gewöhnung der Tiere an sich wiederholende und daher vorhersagbare Störungen kommen. Wenn die Störung jedoch eine zu starke Beunruhigung darstellt, kann dies zu einer Sensibilisierung und damit zu stärkerem Fluchtverhalten führen (Koepff & Dietrich 1986, Platteeuw & Henkens 1997). Wiederholte Fluchtreaktionen lösen somit meist eine Meidung des gestörten Gebietes aus (Cardoni et al. 2008), wobei die Entscheidung, ob ein Gebiet verlassen wird, von verschiedenen Faktoren abhängig ist (siehe oben). Im Rahmen der vorliegenden Studie habe ich keine eigenen Beobachtungen oder Messungen zu Flucht- und Ausweichbewegungen durchgeführt, die durch Schiffsverkehr oder Offshore-Windparks ausgelöst werden können. Für derartige Informationen wurden vielmehr Ergebnisse bereits veröffentlichter Studien herangezogen (Ronconi & St. Clair 2002, Bellebaum et al. 2006, Bellefleur et al. 2009, Krijgsveld et al. 2011).

Bei der Erforschung der Effekte des Windparks „Alpha Ventus“ wurde ein Vorher-und-Nachher-Design angewendet, bei dem die Verteilungsdaten vor und nach dem Bau im selben räumlichen Gebiet verglichen wurden. Grundsätzlich ist die Voraussetzung dafür jedoch ein langjähriges Monitoring, durch das die Verbreitung der Arten auch vor dem Bau der Windparks beschrieben werden kann. Solche Daten liegen für die deutsche Nordsee ausreichend vor und konnten somit als Basis für die Analysen meiner Studie herangezogen werden (Garthe et al. 2007, Markones & Garthe 2010b). Um die Effekte aller bereits genehmigten Windparks in der deutschen Nordsee zusammenfassend zu betrachten, wurde zudem unter der Annahme einer vollständigen Meidung der Windparks durch die Seetaucher ihr Lebensraumverlust berechnet.

Da es sich beim Schiffsverkehr um eine schon sehr lang bestehende menschliche Nutzung handelt und es keine Informationen über den Vorher-Zustand ohne Verkehr gibt, können lediglich Abundanz-Vergleiche zwischen stark befahrenen und weniger befahrenen Bereichen angestellt werden. Aussagen über die Verteilung der Seevögel ohne den störenden Einfluss des Schiffsverkehrs können nur durch Vorhersagemodelle unter Zuhilfenahme von Habitatparametern ermittelt werden (FTZ unveröff. Daten). Zudem muss bedacht werden, dass es sich im Hinblick auf die Auswirkungen der Schifffahrt, je nach Intensität des Verkehrs, um temporäre Störungen handelt und die Vögel nach dem Passieren eines Schiffes wieder zurückkehren könnten. Daher ist eine Quantifizierung des Habitatverlustes nicht sicher möglich und eine Abschätzung der beeinträchtigten Individuen wird somit erschwert. Um konkrete Aussagen treffen zu können, bedarf es detaillierterer Informationen über die Intensitäten des Schiffsverkehrs auf verschiedenen Routen. Auch sollten die Daten zeitlich sehr viel höher

aufgelöst sein, beispielsweise auf Tages- oder Monatsbasis, um so die Variabilität der Vogelverbreitungsmuster berücksichtigen zu können.

Eine Schwierigkeit des verbreitungsbasierten Ansatzes besteht darin, nicht abschätzen zu können, wie sich die Verbreitung der Vögel entwickeln könnte, wenn dort keine Störungen mehr stattfinden würden (Gill 2007). Um solche Verbreitungsmuster vorhersagen zu können, sind gute Kenntnisse über die herrschenden Habitatbedingungen notwendig, die die Verteilungsmuster beeinflussen können (Garthe 1997, Skov & Prins 2001). Da diese Umweltparameter sehr variabel sind (Hunt & Schneider 1987, Markones et al. 2008), können umfangreiche Modellierungen nur für kurze Zeiträume durchgeführt werden. Um die über Jahre gemittelten Verbreitungsdaten von Seevögeln mit Umweltparametern in Beziehung setzen zu können, ist es daher notwendig, konstante Habitatparameter (z. B. Wassertiefe, Sediment, Landentfernung etc.) zu verwenden, wie es beispielsweise in Studien von Garthe (1997), Skov & Prins (2001), Daunt et al. (2006), Ballance et al. (2006) und Garthe et al. (2009) gemacht wurde. Für Seetaucher und Alken, die als Beispielarten für den verbreitungsbasierten Ansatz gewählt wurden, liegen für die Deutschen Bucht noch keine detaillierten Habitatmodellierungen vor. Daher habe ich zunächst eine Modellierung der Verbreitungsdaten durchgeführt, ohne Umweltparameter zu berücksichtigen. Auf diese Weise können zwar keine Vorhersagen getroffen werden, wie sich die Verbreitung der Vögel ohne die störenden menschlichen Nutzungen verändern würde, jedoch können so die bevorzugten Lebensräume aufgezeigt und Meidungs- oder Gewöhnungseffekte aufgedeckt werden. Durch die hier verwendeten gebietsbezogenen Analysen zur Meidung von stark befahrenen Schiffsrouten und von Windparks wurde deutlich, dass bereits durch die Verwendung von Verteilungsdaten und dem damit verbundenen Vergleich der Abundanzen, Veränderungen der Verbreitungsmuster nachweisbar waren. Da sich die Effekte der Nutzungen auf verschiedenen räumlichen Skalen belegen lassen, aber durch die Datenverfügbarkeit nicht in allen Fällen statistisch abgesichert werden konnten, ist eine Kombination verschiedener Analysemethoden, wie sie im Rahmen dieser Arbeit angewendet wurde, ein sinnvoller Weg, um die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen.

Bewertung der Ergebnisse

Verschiedene Seevogelarten reagieren auf unterschiedliche Weise auf menschliche Aktivitäten auf dem Meer, insbesondere in Abhängigkeit ihrer Plastizität bei der Nahrungswahl und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Störeffekten (Hill et al. 1997, zusammengefasst in Mendel et al. 2008). Während einige Arten wie Seeschwalben und besonders Möwen von technischen

Bauwerken oder fahrenden Schiffen häufig angelockt werden (Sonntag et al. 2011, FTZ unveröff. Daten), zeigen andere Arten diesen gegenüber ein ausgeprägtes Flucht- und Meideverhalten (Ronconi & St. Clair 2002, Garthe & Hüppop 2004, Petersen et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Für diese Arbeit wurden daher einerseits Seetaucher und Alken als störungsempfindliche Arten, andererseits Heringsmöwen als unempfindliche Art ausgewählt.

Da durch viele Studien bereits bekannt ist, dass die Heringsmöwe in den Küsten- und Schelfmeeren wie der Nordsee zu den häufigsten Fischereifolgern gehört (z. B. Garthe & Hüppop 1994, Schwemmer & Garthe 2005) und sie in den letzten Jahrzehnten fast exponentiell in ihrem Bestand zugenommen hat (Garthe et al. 2000, Potel pers. Mitt., Hälterlein pers. Mitt.), soll in dieser Studie individuenbasiert gezeigt werden, inwiefern diese Art in ihren Verhaltensweisen von Fischereiaktivitäten beeinflusst wird. Durch die mittels Datenlogger aufgezeichneten Nahrungssuchflüge von Heringsmöwen in Kombination mit den VMS-Daten konnten Unterschiede im Nahrungsverhalten und der angewendeten Flugstrategien nachgewiesen werden, je nach dem ob die Vögel Kutter aufsuchten oder nach natürlicher Beute Ausschau hielten. Die Analyse zeigte, dass Heringsmöwen unterschiedliche Nahrungssuchstrategien angewendet bzw. höhere energetische Kosten auf sich genommen haben, wenn sie in der Nähe von Fischereifahrzeugen nach Nahrung suchten. Da sich die Hauptfischereigebiete mindestens 30 km von der Kolonie Helgoland entfernt befinden, ist dies nachvollziehbar, da die Möwen, um dorthin zu gelangen, weite Distanzen zurücklegen und somit mehr Zeit für ihren Nahrungstrip aufwenden mussten. Heringsmöwen, die nicht in der Nähe von Kuttern nach Nahrung suchten, nahmen deutlich weniger energetischen Aufwand in Kauf, denn sie verblieben in Gebieten, die näher an der Kolonie lagen. Daher mussten sie eine geringere Flugstrecke zurücklegen, was zu einer kürzeren Dauer ihrer Nahrungsflüge führte. Da es sich bei dem über Bord geworfenem Fischereiabfall um eine leicht zu erbeutende und oft vorhersehbare Nahrungsquelle handelt (Cama et al. 2012), liegt die Vermutung nahe, dass Heringsmöwen es sich leisten können, weitere Strecken und Entfernungen zur Kolonie auf sich zu nehmen, um zu Fischereifahrzeugen zu gelangen. Natürliche Beute, wie pelagische Schwarmfische, ist dagegen hochmobil und kann in ihrem Vorkommen nur schwer vorhergesagt werden, so dass die Suche danach unter Umständen zeitaufwändiger und damit risikoreicher ist. Jedoch zeigte sich bei detaillierter Analyse der Nahrungssuchflüge, dass nicht nur Trips zu Kuttern, sondern auch einige der „kutterfernen“ Trips direkt und zielgerichtet in bestimmte Gebiete führten. Das deutet darauf hin, dass die Möwen bereits aus Erfahrung zu wissen scheinen, in welchen Meeresbereichen sie mit relativ sicherer natürlicher Beute rechnen können. Dies können Strömungskanten, z. B. im Bereich des Felswatts sein, an denen es zu einer Akkumulation von Beute, z. B. Schwimmkrabben

kommt (Röw pers. Mitt.). Durch diese Ergebnisse wird deutlich, dass nicht nur der Fischerei eine große Bedeutung als Nahrungsquelle für die Helgoländer Heringsmöwen zukommt, sondern dass die Vögel zudem häufig auch nach natürlicher mariner Beute suchen. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Untersuchungsjahren belegen dabei, dass die Bedeutung der Fischerei sehr variabel sein kann: diese wird sowohl durch die Höhe des Fischereiaufkommens und damit der verfügbaren Discard-Menge gesteuert, als auch durch die Häufigkeit wichtiger Nahrungsfischarten. Diese Tatsache unterstreicht eine hohe Flexibilität in der Nahrungswahl der Heringsmöwe, die, wie viele andere Möwenarten, ein ausgesprochener Nahrungsopportunist ist und sich im Laufe der Jahre verschiedene natürliche und anthropogene Nahrungsquellen erschlossen hat; mittlerweile werden auch terrestrische Habitate aufgesucht (Schwemmer & Garthe 2008, Garthe et al. unveröff. Daten). Da die Art eine relativ geringe Scheu gegenüber menschlichen Aktivitäten aufweist (Garthe et al. 2004, Garthe & Hüppop 2004), wird somit die Erschließung neuer Nahrungsquellen zusätzlich erleichtert.

Auch Studien, die sich mit den Auswirkungen von Schiffsverkehr beschäftigen, basieren häufig auf Verhaltensbeobachtungen (Ronconi & St. Clair 2002, Bellebaum et al. 2006, Bellefleur et al. 2009). Ein verbreitungsbezogener Ansatz wurde nur in zwei mir bekannter Studien angewendet, um Abundanzen von Trauerenten und Seetauchern innerhalb und außerhalb stark befahrener Schiffsrouten zu vergleichen (Kaiser et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Dies unterstreicht die Notwendigkeit von Analysen, in denen nicht nur die Reaktionen auf einzelne sich nähernde Schiffe betrachtet, sondern in denen auch die Konsequenzen von permanentem Schiffsverkehr auf großskaliger Ebene untersucht werden. Meine Studie zeigte, dass die Hauptkonzentrationsgebiete der Seetaucher und Alken außerhalb viel befahrener Schifffahrtstraßen liegen, was verdeutlichte, dass keine Gewöhnung der Vögel an den permanenten Schiffsverkehr stattgefunden hat. Es wurden ebenfalls Meideffekte bei den Untersuchungen der Auswirkung des Windparks festgestellt: Seetaucher zeigten trotz der Variabilität ihrer Verbreitungsmuster stets eine deutliche Meidung des Windparks bis in große Entfernungen. Innerhalb der recht kurzen Untersuchungsphase konnte somit ebenfalls kein Gewöhnungseffekt festgestellt werden.

Möglicherweise entsteht die Meidung der Schifffahrtsstraßen und der Windparks durch zwei verschiedene Effekte: Im Schiffsgebiet könnten die Vögel bereits wiederholt die Erfahrung gemacht haben, dass sie dort durch sich nähernde Schiffe in ihrer Rast- und Nahrungsaktivität gestört werden und sie dadurch Energieverluste erleiden. Diese Energieverluste könnten für einen Vogel unter Umständen negativere Auswirkungen haben als wenn sie ein gestörtes Gebiet verlassen und sich anderswo ein neues Rastgebiet suchen (West & Caldow 2006).

Windparks könnten dagegen ein optisches Hindernis darstellen, durch das die Vögel eine Bedrohung empfinden und daher einem Windpark großräumig ausweichen. Auf Dauer könnten Vögel allerdings die Erfahrung machen, dass keine direkte Störung bzw. Gefahr von den Windparks ausgeht, so dass sie sich langsam wieder nähern und wieder im Windpark rasten. Bisher gibt es jedoch noch keine Studien, die sich mit Langzeiteffekten (mehr als 5 Jahre) von Windparks beschäftigen. Auch wenn einige Autoren durch Beobachtungen einzelner Seetaucher in der Nähe der Windparks Kentish Flats (Großbritannien) und Egmond aan Zee (Niederlande) nach vier bis fünf Jahren schwache Anzeichen einer Gewöhnung sehen (Percival 2009, Leopold et al. 2010), war in den dänischen Windparks Horns Rev und Nysted nach vier bzw. fünf Jahren kein Gewöhnungseffekt erkennbar (Petersen & Fox 2007, Petersen et al. 2008). Bisher wurde in keiner mir bekannten Studie erörtert, ob und in welchem Maße der Schiffsverkehr, der im Zusammenhang mit den Bau- und Wartungsarbeiten an den Windparks stattfindet, zusätzliche Scheueffekte auslöst. Die aus diesem Grund erstmalig durchgeführte Quantifizierung des Verkehrs nach dem Bau von „Alpha Ventus“ trägt zu einer Abschätzung der Zunahme der Schiffe bei. Auf Basis von Einzelflugtagen konnte ich zeigen, dass sich Seetaucher nicht in den Bereichen mit hohem Schiffsaufkommen aufhielten. Daher liegt die Vermutung nahe, dass fahrende Schiffe im Bereich von Windparks die Scheueffekte für Seetaucher verstärken könnten. Zukünftige Untersuchungen müssten daher auch weiterhin Beobachtungen des Schiffsvorkommens einbeziehen, um mehr Informationen zum Meideverhalten und den Fluchtdistanzen der Vögel vor Schiffen zu sammeln.

Mit dem Wissen, dass natürliche Umweltparameter die Verbreitung von Vögeln stark beeinflussen und in Kombination mit den Ergebnissen dieser Studie zum Einfluss anthropogener Aktivitäten, lässt sich vermuten, dass auf großskaliger Ebene Verbreitungsmuster durch Umweltparametern beeinflusst werden. Innerhalb der so entstandenen Verbreitungsgebiete könnten jedoch kleinskalige Konzentrationsbereiche durch anthropogene Nutzungen bestimmt werden kann. Dies gilt besonders für störempfindliche Arten, die innerhalb ihres Hauptlebensraumes die Bereiche mit anthropogenen Nutzungen möglichst meiden. Beispielsweise halten sich Seetaucher in ihrem Hauptlebensraum im Norden der Deutschen Bucht flächig mit hohen Abundanzen auf. Es gibt jedoch dort kleine lokale Bereiche mit deutlich geringeren Abundanzen als in der unmittelbaren Umgebung, die sich direkt innerhalb der Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt befinden. Ein weiteres Beispiel ist die Verteilung der Alkenvögel in und um das Verkehrstrennungsgebiet „Terschelling German Bight“. Wie durch die Modellierung gezeigt, gilt dieser Bereich zwar nicht als Hauptlebensraum der Alken, es wurden jedoch trotzdem in den beiden

Einbahnwegen der Schiffsrouten deutlich geringere Abundanzen der Alken als in der Trennzone bzw. in den nördlich gelegenen Referenzgebieten festgestellt.

Ausblick

Unter der Annahme, dass Vögel nur auf Störungen reagieren, wenn sie die Möglichkeit haben auszuweichen (Gill et al. 2001, Beale & Monaghan 2004), würden die Ergebnisse meiner Arbeit bedeuten, dass das geeignete Habitat für Seetaucher und Alken in der Deutschen Bucht (noch) ausreichend groß genug ist, um die gestörten Bereiche zu meiden und in andere Gebiete auszuweichen. Jedoch ist fraglich, wie sich der Lebensraum von Seetauchern und Alken in Zukunft durch den geplanten großflächigen Ausbau der Offshore-Windkraft verändern wird. Zusätzlich zu den bereits existierenden Schifffahrtsrouten werden für Seetaucher und vermutlich auch für Alken große Flächen zur ungestörten Rast- und Nahrungssuche durch Windparks verloren gehen, ihr Lebensraum wird somit stark fragmentiert. Vögel, die aus Schifffahrtsrouten vertrieben wurden, suchten bislang weniger gestörte Bereiche auf und ließen sich dort nieder. Die daraus resultierende Verdichtung der Individuen und die damit verbundene Konkurrenz und Verknappung der Nahrungsverfügbarkeit in diesen wenigen verbliebenen ungestörten Bereichen könnten jedoch zu dichteregulatorischen Engpässen führen (z. B. Lewis et al. 2001, Blanc et al. 2006). Hinzu kommt, dass viele dieser bisher ungestörten Bereiche in der Zukunft zu großen Teilen mit Windparks überbaut werden sollen. So würden zukünftig Schiffsverkehr und Windparks zwar nicht an derselben geografischen Position, aber dennoch gleichzeitig und in sehr ähnlicher Weise auf Seevögel einwirken. Daraus entsteht die Notwendigkeit einer kumulativen Betrachtung der Auswirkungen aller verschiedenen Nutzungsformen. Kumulative Effekte wurden bislang in vielen Studien lediglich als Kombination der Effekte einzelner Windparks angesehen, obwohl einige Autoren bereits die Erfordernis einer kumulativen Betrachtung verschiedener Nutzungsformen betont haben (Dierschke et al. 2006, Fox et al. 2006, Desholm 2009, King et al. 2009, Mendel & Garthe 2010b). Die Schwierigkeit besteht jedoch darin, dass bei vielen Nutzungen nur schlecht abgeschätzt werden kann, welche Auswirkungen diese nach sich ziehen. Während für Seetaucher im Bereich von Windparks relativ sicher angenommen werden kann, dass eine vollständige Meidung der Windparkfläche auftritt und somit 100 % der dort vorkommenden Individuen betroffen sind, lässt sich eine Meidung der z. T. temporär und nicht immer gleich intensiv befahrenen Schifffahrtsrouten nicht vorhersagen. Zudem muss davon ausgegangen werden, dass sich Seevögel vermutlich erst nach einiger Zeit durch die passierenden Schiffe gestört fühlen und erst dann in andere, weniger

befahrene Bereiche ausweichen. Um die Abundanzen der Vögel mit der Intensität der befahrenen Schiffsrouten in Beziehung zu setzen, ist eine Bereitstellung detaillierter Informationen über die Frequenz des Verkehrsaufkommens der deutschen Nordsee unbedingt erforderlich. Dabei muss berücksichtigt werden, dass unterschiedliche Vogelarten unterschiedlich stark auf die Störungen reagieren (Hill et al. 1997), und dass die Verteilungsmuster der Seevögel im Verlaufe eines Jahres sehr variabel sind (Garthe et al. 2007), so dass die nötigen Informationen zum Schiffsverkehr beispielsweise auf Monatsbasis verfügbar sein müssten. Zur Abschätzung, welchen Einfluss verschiedene Schiffsrouten auf die Verteilung von stöempfindlichen Arten haben, könnte über entsprechende Habitatmodellierungen mit stabilen und variablen Umweltparametern vorhergesagt werden, wie hoch die Abundanzen, unter der Annahme einer Gleichverteilung, in den Schifffahrtsrouten theoretisch sein könnten. Die Differenz zwischen der tatsächlichen Abundanz und den modellierten Werten in Kombination mit der Frequenz des Schiffsverkehrs könnten sehr wichtige Hinweise darüber liefern, ob wenig oder mittelstark befahrene Strecken genauso stark gemieden werden wie intensiv befahrene Routen. Ebenso wichtig wäre darüber hinaus eine Betrachtung auf energetischer Ebene. Denn Stress kann bei Vögeln zu höheren metabolischen Kosten führen, z. B. durch eine Erhöhung der Herzschlagfrequenz (z. B. Hubert & Hüppop 1993, Beale 2004). Auch können wiederholte Meidereaktionen, z. B. durch häufiges Auffliegen oder großräumiges Umfliegen von Hindernissen, einen zusätzlichen Energieverbrauch zur Folge haben (Fox et al. 2006). Da aufgrund einer Verringerung der Körperkondition eine Reduktion des Bruterfolgs bis hin zu einer Erhöhung der Mortalität auftreten kann, könnten sich letztlich Einflüsse auf populationsbiologischer Ebene ergeben. Ebenfalls spielt der Aspekt der Thermoregulation eine wichtige Rolle, da insbesondere im Winter, wenn Seevögel hohe energetische Kosten zur Aufrechterhaltung der konstanten Körpertemperatur aufbringen müssen (Fort et al. 2009), zusätzlicher Energieverbrauch möglicherweise gewichtige Folgen haben kann. Bislang ist der Einfluss anthropogener Störungen auf populationsbiologischer Ebene bei Seevögeln jedoch nur schwer zu quantifizieren, so dass darauf der Schwerpunkt künftiger Studien liegen sollte. Meine Arbeit liefert dazu grundlegende Informationen, die als Voraussetzung für eine derartige Bewertung unerlässlich sind.

Bei der Betrachtung der kumulativen Effekte - basierend auf verschiedenen Nutzungen - muss zudem bedacht werden, dass auch die Fischerei in Zukunft durch den Bau der Windparks betroffen sein wird, da in existierenden Windparks sehr wahrscheinlich nicht mehr aktiv gefischt werden darf (Berkenhagen et al. 2010). Dies führt ebenfalls zu einer Verlagerung der Fischerei in nicht durch Windparks überbaute Bereiche. Unter der Auflage, den Seeverkehr nicht zu behindern, wird sich die Fischerei daher hauptsächlich auf Bereiche

konzentrieren, die nicht stark vom Schiffsverkehr frequentiert werden, woraus sich eine Verlagerung in die wenigen verbleibenden Rückzugsbereiche der Vögel ergeben und so neue Störungen hervorgerufen werden können.

Da somit Seevögel in weiten Bereichen ihres Lebensraumes gestört werden, müssten die verbleibenden ungestörten Flächen besonders geschützt werden.

Aus den hier gewonnenen Ergebnissen ergibt sich beispielsweise, dass eine Bündelung des Schiffsverkehrs auf bestimmte Routen dazu beitragen könnte, solche störungsarmen Bereiche zu schaffen. Jedoch ist es Schiffen bislang möglich, alle Bereiche der Nordsee zu passieren. Die im Raumordnungsplan (BSH 2009) definierten Vorrang- und Vorbehaltsgebiete gewährleisten lediglich eine Freihaltung von anderen Nutzungen auf diesen Routen. Ihre Benutzung sollte jedoch für alle Schiffe verpflichtend werden, um einen Schutz der störepfindlichen Seevogelarten zu ermöglichen. Diese Einschränkung kann jedoch nicht für Sport- und Freizeitschiffe gelten, die besonders in den Sommermonaten in den küstennahen Bereichen verkehren. Gerade auf diese flachen Gebiete sind jedoch Meerestenten zur Nahrungssuche angewiesen (zusammengestellt in Mendel et al. 2008). Zudem nutzen sie diese Gewässer zur Mauser, die einen sehr energieaufwändigen Prozess darstellt. Aufgrund ihrer Flugunfähigkeit sind Meerestenten in dieser Lebensphase zudem besonders störepfindlich (Hennig & Eskildsen 2001), so dass sie in besonderem Maße ungestörte Gebiete benötigen, um zusätzliche Energiekosten durch Stress oder Fluchtreaktionen zu vermeiden. Dazu könnten räumlich-zeitliche Einschränkungen der Freizeitschiffe sinnvoll sein.

Einen Beitrag zum Schutz von Seevögeln auf See und zur Schaffung von störungsarmen Rückzugsgebieten sollen die Vogelschutzgebiete im Rahmen der EU-Vogelschutzrichtlinie liefern, die sowohl im Küsten- als auch im Offshore-Bereich der Nordsee ausgewiesen wurden (www.bfn.de/0316_natura2000.html). Um diese Funktion zu erfüllen, müssten anthropogene Aktivitäten in diesen Gebieten verboten oder zumindest stark eingeschränkt sein. Die meisten Nutzungen, darunter auch Schiffsverkehr und Berufsfischerei sind bislang jedoch auch innerhalb der Schutzgebiete noch erlaubt (BGBI 2005). Die Ausweisung von Windparks innerhalb von Schutzgebieten ist per Ausnahmegenehmigung und nach Prüfung auf Zulässigkeit gemäß § 34 BNatSchG prinzipiell ebenfalls möglich.

Wie schwierig es ist, einen wirksamen Seevogelschutz trotz geschützter Gebiete und internationaler Schutzkriterien in der Praxis umzusetzen, verdeutlicht folgendes Beispiel: Um im Rahmen der aktuellen Genehmigungslage der Offshore-Windparks einen Schutz der Seetaucher zu gewährleisten, wurde, nachdem mehrere Jahre eigentlich das 1 %-Kriterium für Seetaucher gelten sollte, ein Hauptverbreitungsgebiet innerhalb der Deutschen Bucht abgegrenzt, in dem keine neuen Windparks mehr genehmigt werden dürfen. Eine Verlängerung oder Neuerteilung eines bereits genehmigten Bauvorhabens ist

jedoch „unabhängig von der artenschutzrechtlichen Bewertung des Schutzgutes Seetaucher“ trotzdem möglich (BMU 2009).

Somit ergeben sich bislang auch innerhalb von Bereichen, die eigens zum Zwecke des Seevogelschutzes bestimmt wurden, Nutzungskonflikte und Störpotentiale, so dass echte Rückzugsgebiete für Seevögel bislang fehlen und hier akuter Handlungsbedarf bei der Erarbeitung wirksamer Managementmaßnahmen besteht. Ein konkretes Beispiel hierfür wäre eine Freihaltung bestimmter Areale von allen störenden Nutzungen in den Monaten mit den größten Vorkommen der störempfindlichen Arten. So könnten die nicht vermeidbaren negativen Störungen in anderen Bereichen zumindest besser ausgeglichen werden. Entsprechende Empfehlungen wurden bereits für einige Arten in den AWZ-Vogelschutzgebieten der Nord- und Ostsee erarbeitet (Mendel et al. 2009). Jedoch verdeutlicht die vorliegende Studie, dass umfangreiche Kenntnisse über die Habitatwahl sowie über die artspezifischen Effekte einzelner Nutzungsformen unerlässlich sind, um Managementvorschläge zum effektiven Schutz aller Seevogelarten zu erarbeiten.

Literaturverzeichnis

- Alerstam T, Gudmundsson GA, Larsson B (1993) Flight tracks and speeds of Antarctic and Atlantic seabirds: radar and optical measurements. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 340: 55-67.
- Ballance LT (2007) Understanding seabirds at sea: Why and how? *Marine Ornithology* 35: 127-135.
- Ballance LT, Pitman RL, Fiedler PC (2006) Oceanographic influences on seabirds and cetaceans of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 360-390.
- Bartumeus F, Giuggioli L, Louzao M, Bretagnolle V, Oro D, Levin SA (2010) Fishery discards impact on seabird movement patterns at regional scales. *Current Biology* 20: 215-222.
- Baudinette RV, Gill P (1985) The energetics of 'flying' and 'padding' in water: locomotion in penguins and ducks. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 155: 373-380.
- Bauer HG, Bezzel E, Fiedler W (2005) *Das Kompendium der Brutvögel Mitteleuropas. Band 1: Nonpasseriformes-Nichtsperrlingsvögel.* Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Beale CM (2004) The effects of human disturbance on breeding and foraging birds. Dissertation, University of Glasgow.
- Beale CM, Monaghan P (2004) Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? *Animal Behaviour* 68: 1065-1069.
- Becker GA, Fiúza AFG, James ID (1983) Water mass analysis in the German Bight during MARSEN, phase I. *Journal of Geophysical Research* 88: 9865-9870.
- Bellebaum J, Diederichs A, Kube J, Schulz A, Nehls G (2006) Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg Vorpommern* 45: 86-90.
- Bellefleur D, Lee P, Ronconi RA (2009) The impact of recreational boat traffic on Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*). *Journal of Environmental Management* 90: 531-538.
- Berkenhagen J, Döring R, Fock HO, Kloppmann MHF, Pedersen SA, Schulze T (2010) Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: Problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. *Marine Policy* 34: 733-736.

- Blanc R, Guillemain M, Mouronval JB, Desmonts D, Fritz H (2006) Effects of non-consumptive leisure disturbance to wildlife. *Revue d'Ecologie: La Terre et la Vie* 61: 117-133.
- BMU (2009) Positionspapier des Geschäftsbereichs des Bundesumweltministeriums zur kumulativen Bewertung des Seetaucherhabitatverlusts durch Offshore-Windparks in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee als Grundlage für eine Übereinkunft des BfN mit dem BSH. Einführung eines neuen fachlich begründeten Bewertungsverfahrens. 09.12.2009.
- Boon AR, ter Hofstede R, Klok C, Leopold M, Blacquiere G, Poot MJM, Kastelein RA, Camphuysen CJ (2010) Monitoring and researching ecological effects of Dutch offshore wind farms, Masterplan. Deltares, Utrecht/Delft.
- BSH (2009) Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee, http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ. (Aufgerufen: Dez. 2010).
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers D, Thomas L (2001) Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Burger AE, Shaffer SA (2008) Application of tracking and data-logging technology in research and conservation of seabirds. *The Auk* 125: 253-264.
- Burger J (1981) Effects of human disturbance on colonial species, particularly gulls. *Colonial Waterbirds* 4: 28-36.
- Burger J (1998) Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. *The Condor* 100: 528-534.
- Burger J, Staine KJ (1993) Nocturnal behavior of gulls in Coastal New Jersey. *Estuaries* 16: 809-814.
- Burton NHK (2007) Landscape approaches to studying the effects of disturbance on waterbirds. *Ibis* 149: 95-101.
- Cama A, Abellana R, Christel I, Ferrer X, Vieites DR (2012) Living on predictability: modelling the density distribution of efficient foraging seabirds. *Ecography*, DOI: 10.1111/j.1600-0587.2011.06756.x.
- Camphuysen CJ (1995) Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.
- Camphuysen CJ (2011) Lesser Black-backed Gulls nesting at Texel. Final report. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel.

-
- Camphuysen CJ, Calvo B, Durinck J, Ensor K, Follestad A, Furness RW, Garthe S, Leaper G, Skov H, Tasker ML, Winter CJN (1995) Consumption of discards by seabirds in the North Sea. Final report EC DG XIV research contract BIOECO/93/10. NIOZ Rapport 1995-5.
- Camphuysen CJ, Garthe S (2004) Recording foraging seabirds at sea: standardised recording and coding of foraging behaviour and multi-species foraging associations. *Atlantic Seabirds* 6: 1-32.
- Camphuysen CJ, Lavaleye MSS, Leopold MF (1999) Vogels, zeezoogdieren en macrobenthos bij het zoekgebied voor gaswinning in mijnbouwwak Q4 (Noordzee). NIOZ-Rapport 1999-4.
- Camphuysen CJ, Shamoun-Baranes J, Bouten W, Garthe S (2012) Identifying ecologically important marine areas for seabirds using behavioural information in combination with distribution patterns. *Biological Conservation*, doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.024.
- Cardoni DA, Favero M, Isacch JP (2008) Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biological Conservation* 141: 797-806.
- Catchpole TL, Frid CLJ, Gray TS (2005) Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 29: 421-430.
- Chaurand T, Weimerskirch H (1994) The regular alternation of short and long foraging trips in the Blue Petrel *Halobaena caerulea*: a previously undescribed strategy of food provisioning in a pelagic seabird. *Journal of Animal Ecology* 63: 275-282.
- Christensen TK, Clausager I, Petersen IK (2003) Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of construction. NERI Report, commissioned by Tech-wise A/S.
- Clarke ED, Spear LB, Mccracken ML, Marques FFC, Borchers DL, Buckland ST, Ainley DG (2003) Validating the use of generalized additive models and at-sea surveys to estimate size and temporal trends of seabird populations. *Journal of Applied Ecology* 40: 278-292
- Congdon BC, Krockenberger AK, Smithers BV (2005) Dual-foraging and coordinated provisioning in a tropical Procellariiform, the wedge-tailed shearwater. *Marine Ecology Progress Series* 301: 293-301.
- Coulson JC, Monaghan P, Butterfield J, Duncan N, Thomas C, Shedden C (1983) Seasonal changes in the herring gull in Britain: weight, moult and mortality. *Ardea* 71: 235-244.
- Crawley MJ (2002) *Statistical computing - An introduction to data analysis using S-plus*. Wiley & Sons, London.

- Crawley MJ (2007) *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Cummins KW, Wuycheck JC (1971) Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 18: 1-158.
- Dahlke C (2003) Aktuelle Entwicklungen im Bereich der Verwaltungsverfahren auf Zulassung von Offshore-Windenergieanlagen (WEA). In: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (Hrsg.) *Offshore-Windparks und Naturschutz - Konzepte und Entwicklungen*: 37-46. NNA-Berichte 16, Schneverdingen.
- Daunt F, Wanless S, Peters G, Benvenuti S, Sharples J, Grémillet D, Scott BE (2006) Impacts of oceanography on the foraging dynamics of seabirds in the North Sea. In: Boyd IL, Wanless S, Camphuysen CJ (eds.) *Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management*: 177-190. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Deutscher Bundestag 17. Wahlperiode: Drucksache 17/6775: *Entwicklungsplan Meer - Strategie für eine integrierte deutsche Meerespolitik* 28.7.2011 <http://www.dmkn.de/maritime-sicherheit/Entwicklungsplan-Meer-Strategie-fuer-integrierte-deutsche-Meerespolitik>. (Aufgerufen: Mai 2012).
- Desholm M (2009) Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management* 90: 2672-2679.
- Diederichs A, Nehls G, Petersen IK (2002) Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. *Seevögel* 23: 38-46.
- Dierschke AK, Hüppop O (2003) Langfristige Veränderungen in der Ernährung von Silbermöwen (*Larus argentatus*) auf Helgoland unter dem Einfluss der Fischerei mit Vergleichen zur Heringsmöwe (*Larus fuscus*). *Seevögel* 24: 3-15.
- Dierschke J, Dierschke V, Hüppop K, Hüppop O, Jachmann KF (2011a) *Die Vogelwelt der Insel Helgoland*. OAG Helgoland, Helgoland.
- Dierschke J, Dierschke V, Jachmann KF, Stühmer F (2008) *Ornithologischer Jahresbericht 2007 für Helgoland*. *Ornithologischer Jahresbericht Helgoland* 18: 1-79.
- Dierschke J, Dierschke V, Schmaljohann H, Stühmer F (2009) *Ornithologischer Jahresbericht 2008 für Helgoland*. *Ornithologischer Jahresbericht Helgoland* 19: 1-91.
- Dierschke J, Dierschke V, Schmaljohann H, Stühmer F. (2010) *Ornithologischer Jahresbericht 2009 für Helgoland*. *Ornithologischer Jahresbericht Helgoland* 20: 1-73.

-
- Dierschke J, Dierschke V, Schmaljohann H, Stühmer F (2011b) Ornithologischer Jahresbericht 2010 für Helgoland. Ornithologischer Jahresbericht Helgoland 21: 1-84.
- Dierschke V, Garthe S (2006) Literature review of offshore wind farms with regard to seabirds. In: Zuccho C, Wende W, Merck T, Köchling I, Köppel J (eds.) Ecological research on offshore wind farms: international exchange of experiences. Part B: Literature review of ecological impacts: 131-198. BfN-Skripten 186.
- Dierschke V, Garthe S, Mendel B (2006) Possible conflicts between offshore wind farms and seabirds in the German sectors of North Sea and Baltic Sea. In: Köller J, Köppel H, Peters W (eds.) Offshore wind energy. Research on environmental impacts: 121-143. Springer-Verlag, Berlin.
- Dierschke V, Hüppop O, Garthe S (2003) Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. Seevögel 24: 61-72
- Dormann DCF, Kühn DI (2009) Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung-UFZ. ftp://mandriva.c3sl.ufpr.br/CRAN/doc/contrib/Dormann%2BKuehn_AngewandteStatistik.pdf (Aufgerufen: Mai 2012).
- Dries H (2007) Distribution patterns of swimming crabs (*Liocarcinus* sp.) in the German Bight and their significance for foraging seabirds. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Duffy DC, Jackson S (1986) Diet studies of seabirds: a review of methods. Colonial Waterbirds 9: 1-17
- Durinck J, Skov H, Jensen FP, Pihl S (1994) Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01. Ornith Consult Report, Kopenhagen.
- Dwyer R (2010) Ecological and anthropogenic constraints on waterbirds of the Forth Estuary: population and behavioural responses to disturbance. Dissertation, University of Exeter.
- Exo KM, Hälterlein B, Blew J, Garthe S, Hüppop O, Südbeck P, Scheiffarth G (2003b) Küsten- und Seevögel. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, von Westernhagen H (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz: 317-329. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- Exo KM, Hüppop O, Garthe S (2002) Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz. Seevögel 23: 83-95.

- Exo KM, Hüppop O, Garthe S (2003a) Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. *Wader Study Group Bulletin* 100: 50-53.
- Fiedler W (2005) Ecomorphology of the external flight apparatus of blackcaps (*Sylvia atricapilla*) with different migration behavior. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1046: 253-263.
- Floeter J, Kempf A, Vinther M, Schrum C, Temming A (2005) Grey gurnard (*Eutrigla gurnadus*) in the North Sea: an emerging key predator? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 1853-1864.
- Fock HO (2008) Fisheries in the context of marine spatial planning: defining principal areas for fisheries in the German EEZ. *Marine Policy* 32: 728-739.
- Fort J, Porter WP, Grémillet D (2009) Thermodynamic modelling predicts energetic bottleneck for seabirds wintering in the northwest Atlantic. *Journal of Experimental Biology* 212: 2483-2490.
- Fox AD, Desholm M, Kahlert J, Christensen TK, Petersen IK (2006) Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: 129-144.
- Furness RW (2003) Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina* 67 (Suppl. 2): 33-45.
- Furness RW, Ensor K, Hudson AV (1992) The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. *Ardea* 80: 105-113.
- Furness RW, Monaghan P (1987) *Seabird Ecology*. Chapman & Hall, New York.
- Garthe S (1993) Quantifizierung von Abfall und Beifang der Fischerei in der südöstlichen Nordsee und deren Nutzung durch Seevögel. *Hamburger avifaunistische Beiträge* 25: 125-237.
- Garthe S (1997) Influence of hydrography, fishing activity, and colony location in summer seabird distribution in the south-eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54: 566-577.
- Garthe S (1998) Gleich und doch anders: Zur Habitatwahl von Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*) und Sturmmöwe (*Larus canus*) in der Deutschen Bucht. *Seevögel* 19: 81-85.
- Garthe S (2003) Verteilungsmuster und Bestände von Seevögeln in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee und Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete. *Berichte zum Vogelschutz* 40: 15-56.

- Garthe S (2004) Distribution, activity and foraging behaviour of seabirds in north-central European seas in relation to physical, biological and anthropogenic conditions. Habilitationsschrift Universität Kiel.
- Garthe S (2006) Identification of areas of seabird concentrations in the German North Sea and Baltic Sea using aerial and ship-based surveys. In: von Nordheim H, Boedeker D, Krause JC (eds.) Progress in marine conservation in Europe: Natura 2000 sites in German offshore waters: 225-238. Springer-Verlag, Berlin.
- Garthe S, Benvenuti S, Montevecchi WA (2003) Temporal patterns of foraging activities of northern gannets, *Morus bassanus*, in the northwest Atlantic Ocean. Canadian Journal of Zoology 81: 453-461.
- Garthe S, Camphuysen CJ, Furness RW (1996) Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 136: 1-11.
- Garthe S, Dierschke V, Weichler T, Schwemmer P (2004) Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. Abschlussbericht des Teilprojektes 5 im Rahmen des Verbundvorhabens "Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshorebereich (MINOS)", für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- Garthe S, Flore BO, Hälterlein B, Hüppop O, Kubetzki U, Südbeck P (2000) Brutbestandsentwicklung der Möwen (Laridae) an der deutschen Nordseeküste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Vogelwelt 121: 1-13.
- Garthe S, Freyer T, Hüppop O, Wölke D (1999) Breeding Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* and Herring Gulls *Larus argentatus*: coexistence or competition? Ardea 87: 227-236.
- Garthe S, Hüppop O (1993) Gulls and Fulmars following ships and feeding on discards at night. Ornis Svecica 3: 159-161.
- Garthe S, Hüppop O (1994) Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in summer. Marine Ecology Progress Series 106: 1-9.
- Garthe S, Hüppop O (1996) Nocturnal scavenging by gulls in the southern North Sea. Colonial Waterbirds 19: 232-241.
- Garthe S, Hüppop O (2004) Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. Journal of Ecology 41: 724-734.

- Garthe S, Hüppop O, Weichler T (2002) Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. *Seevögel* 23: 47-55.
- Garthe S., Markones N., Schwemmer P., Sonntag N., Dierschke V. (2008) Zeitlich-räumliche Variabilität der Seevogel-Vorkommen in der deutschen Nord- und Ostsee und ihre Bewertung hinsichtlich der Offshore-Windenergienutzung. Abschlussbericht des Teilprojektes 5 im Rahmen des Verbundvorhabens "MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen (MINOS plus)", für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- Garthe S, Markones N, Hüppop O, Adler S (2009) Effects of hydrographic and meteorological factors on seasonal seabird abundance in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 391: 243-255.
- Garthe S, Markones N, Mendel B, Sonntag N, Krause JC (2011b) Protected areas for seabirds in German offshore waters: Designation, retrospective consideration and current perspectives. *Biological Conservation*: doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.002.
- Garthe S, Montevecchi WA, Davoren GK (2011c) Inter-annual changes in prey fields trigger different foraging tactics in a large marine predator. *Limnology and Oceanography* 56: 802-812.
- Garthe S, Schwemmer H, Jess AM, Markones N (2011a) Trendanalysen von Seevögeln in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Vilm.
- Garthe S, Sonntag N, Schwemmer P, Dierschke V (2007) Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. *Vogelwelt* 128: 163-178.
- Gaston AJ (2004) *Seabirds: a natural history*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Germanischer Lloyd (2008) Offshore Windparks - Wirksamkeit kollisionsverhindernder Maßnahmen. Abschlussbericht im Auftrag der Stiftung Offshore Windenergie.
- Germanischer Lloyd (2010) Auswertung AIS Daten Deutsche Bucht. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- Gill AB (2005) Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42: 605-615.
- Gill JA (2007) Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149: 9-14.

- Gill JA, Norris K, Sutherland WJ (2001) Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97: 265-268.
- Goethe F (1975) Zur Biologie der Heringsmöwe *Larus fuscus* unter besonderer Berücksichtigung ethologischer Aspekte. *Ornis Fennica* 52: 5-12.
- Golet GH, Seiser PE, McGuire AD, Roby DD, Fischer JB, Kuletz KJ, Irons DB, Dean TA, Jewett SC, Newman SH (2002) Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series* 241: 287-304.
- Granadeiro JP, Nunes M, Silva MC, Furness RW (1998) Flexible foraging strategy of Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, during the chick-rearing period. *Animal Behaviour* 56: 1169-1176.
- Grémillet D, Dell'Omo G, Ryan PG, Peters G, Ropert-Coudert Y, Weeks SJ (2004) Offshore diplomacy, or how seabirds mitigate intra-specific competition: a case study based on GPS tracking of Cape gannets from neighbouring colonies. *Marine Ecology Progress Series* 268: 265-279.
- Grémillet D, Wilson RP, Storch S, Gary Y (1999) Three-dimensional space utilization by a marine predator. *Marine Ecology Progress Series* 183: 263-273.
- Groenewold S, Fonds M (2000) Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1395-1406.
- Guisan A, Edwards TC, Hastie T (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948.
- Handegard NO, Michalsen K, Tjøstheim D (2003) Avoidance behaviour in cod (*Gadus morhua*) to a bottom-trawling vessel. *Aquatic Living Resources* 16: 265-270.
- Hastie T, Tibshirani R (1990) *Generalised Additive Models*. Chapman and Hall, London.
- Hennig, V, Eskildsen K (2001) Notwendigkeit ungestörter Mäusergebiete für die Trauerente (*Melanitta nigra*). In: *Wattenmeermonitoring 2000 - Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer*: 70-71.

- Herkenrath P, O'Sullivan J (1999) Internationale Konventionen im Naturschutz – ein Überblick. *Berichte zum Vogelschutz* 37: 21–39.
- Herr H, Gilles A, Scheidat M, Siebert U (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the German North Sea in relation to density of sea traffic. AC12/Doc. 8, 1-6. ASCOBANS, Bonn.
- Hill D, Hockin D, Price D, Tucker G, Morris R, Treweek J (1997) Bird disturbance: Improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34: 275–288.
- Hooge PN, Eichenlaub B (2000) Animal movement extension to ArcView, 2.0., Anchorage, AK: Alaska Science Center—Biological Science Office, U.S. Geological Survey.
- Hubert B, Hüppop O (1993) The influence of excitement on heart rate and oxygen consumption of Kittiwakes (*Rissa tridactyla*). In: Nichelmann M, Wierenga HK, Baum S (eds.) *Proceedings of International Congress on Applied Ethology*: 541–543. Humboldt Universität, Berlin: 541–543.
- Hunt GL Jr (1990) The pelagic distribution of marine birds in a heterogeneous environment. *Polar Research* 8:43–54.
- Hunt GL Jr, Schneider DC (1987) Scale-dependent processes in the physical and biological environment of marine birds. In: Croxall JP (ed.), *Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems*: 7–41. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hüppop O (1995) Störungsbewertung anhand physiologischer Parameter. *Ornithologischer Beobachter* 92: 257–268.
- Hüppop O, Garthe S, Hartwig E, Walter U (1994) Fischerei und Schiffsverkehr: Vorteil oder Problem für See- und Küstenvögel? In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, von Westernhagen H, Lenz W (Hrsg.) *Warnsignale aus dem Wattenmeer*: 278–285, Blackwell-Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Hüppop O, Wurm S (2000) Effects of winter fishery activities on resting numbers, food and body condition of large gulls *Larus argentatus* and *L. marinus* in the south-eastern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 194: 241–247.
- Jacobs J (1974) Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14: 413–417.
- Johnsgard PA (1987) *Diving Birds of North America: Comparative Distributions and Structural Adaptations*. University of Nebraska Press, Lincoln, NE.

- Kaiser M, Galanidi M, Showler D, Elliott A, Caldow R, Rees E, Stillman R, Sutherland W (2006) Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148: 110-128.
- Ketzenberg C (1993) Auswirkungen von Störungen auf nahrungssuchende Eiderenten (*Somateria mollissima*) im Königshafen/Sylt. *Corax* 15: 241-244
- King S, Maclean I, Norman T, Prior A (2009) Developing guidance on ornithological cumulative impact assessment for offshore wind farm developers. COWRIE Ltd.
- Klein ML, Humphrey SR, Percival HF (1995) Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology* 9: 1454-1465.
- Koepff C, Dietrich K (1986) Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. *Die Vogelwarte* 33: 232-248.
- Kovacs CE, Meyers RA (2000) Anatomy and histochemistry of flight muscles in a wing-propelled diving bird, the Atlantic Puffin, *Fratercula arctica*. *Journal of Morphology* 244: 109-125.
- Krijgsveld KL, Fijn RC, Heukens C, van Horssen PW, de Fouw J, Collier M, Poot MJM, Beuker D, Dirksen (2010) Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Progress report fluxes and behaviour of flying birds covering 2007 & 2008. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Krijgsveld KL, Fijn RC, Japink M, van Horssen PW, Heukens C, Collier MP, Poot MJM, Beuker D, Dirksen S (2011) Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Kube J (1996) The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pomeranian Bay. *Meereswissenschaftliche Berichte* 18: 1-128.
- Kubetzki U, Garthe S (2003) Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the southeastern North Sea. *Marine Biology* 143: 199-207.
- KVR Kollisionsverhütungsregel: www.elwis.de/Schifffahrtsrecht/Seeschifffahrtsrecht/KVR/Teil-B/Abschnitt-I/Regel10/ (Aufgerufen: Feb. 2012).
- Larsen JK, Guillemette M (2007) Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Leathwick J, Elith J, Hastie T (2006) Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling* 199: 188-196.

- Leopold MF, Camphuysen CJ, Verdaat H, Dijkman EM, Meesters HWG, Aarts GM, Poot MJM, Fijn R (2010) Local birds in and around the offshore wind park Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1). Report C034/10, IMARES, Wageningen.
- Lewis S, Sherratt TN, Hamer KC, Wanless S (2001) Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412: 816–819.
- Lovvorn J, Liggins G (2002) Interactions of body shape, body size and stroke-acceleration patterns in costs of underwater swimming by birds. *Functional Ecology* 16: 106–112.
- Manaart M, Salman AHPM, Beers TJ Van, de Lange MLJ (2011) Review of regional research governance frameworks for the purpose of future articulation of maritime governance at the EU level (deliverable 3.1 of the MARCOM+ project). EUCC Coastal Union.
- Markones N. (2003). Multivariate Analyse des Vorkommens von Seevögeln in der Deutschen Bucht (Nordsee). Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Markones N (2007) Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features. Dissertation, Universität Kiel.
- Markones N, Garthe S, Dierschke V, Adler S (2008) Small-scale temporal variability of seabird distribution patterns in the south-eastern North Sea. In: Wollny-Goerke K, Eskildsen K (eds.) *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy. MINOS—Marine warm-blooded animals in North and Baltic Seas*: 115–140. Teubner, Wiesbaden.
- Markones N, Dries H, Mendel B, Schwemmer P, Sonntag N, Garthe S (2009): Habitatwahl der Seevögel in der deutschen Nord- und Ostsee als Grundlage zur Bewertung von Eingriffen. Endbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU).
- Markones N, Dierschke V, Garthe S (2010b) Seasonal differences in at-sea activity of seabirds underline high energetic demands during the breeding period. *Journal of Ornithology* 151: 329–336.
- Markones N, Garthe S (2010a) Ermittlung von artspezifischen Korrekturfaktoren für fluggestützte Seevogelerfassungen als Grundlage für Bestandsberechnungen von Seevögeln im Rahmen des Monitorings in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Vilm.

- Markones N, Garthe S (2010b) Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Monitoringbericht 2010/2011 - Teilbericht Seevögel. Zwischenbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Vilm.
- Markones, Sonntag N, Garthe S (2010a) Seevogelmonitoring in Nord- und Ostsee: Vogelbeobachtungen auf dem offenen Meer. Der Falke 57: 60-65.
- May J (2008) North Hoyle Offshore Wind Farm. Final annual FEPA monitoring report (2006-7) & Five year monitoring programme summary. Npower Renewables Limited. Client: NWP Offshore Ltd. Document Ref. NH/FEPA/2006-07.
- McIntyre JW (1994) Loons in freshwater lakes. *Hydrobiologia* 279: 393-413.
- Mendel B, Schwemmer P, Dries H, Güpner F, Garthe S (2009) Determination of flight distances of seabird species occurring in the Special Protection Areas in the German EEZ. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Vilm.
- Mendel B, Garthe S (2010a) Strategien bei der Nahrungssuche: Mit Hightech auf der Spur der Helgoländer Heringsmöwen. Der Falke 57: 402-408.
- Mendel B, Garthe S (2010b) Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Report* 15: 31-44.
- Mendel B, Garthe S, Fock H (2010) Fischkutter - Ein gefundenes Fressen für Helgoländer Heringsmöwen? Vortrag, 143. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G), Helgoland.
- Mendel B, Sonntag N, Wahl J, Schwemmer P, Dries H, Guse N, Müller S, Garthe S (2008) Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 59.
- Mikola J, Miettinen M, Lehikoinen E, Lehtilä K (1994) The effects of disturbance caused by boating on survival and behaviour of velvet scoter *Melanitta fusca* ducklings. *Biological Conservation* 67: 119-124.
- ML (=Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - Regierungsvertretung Oldenburg - Landesentwicklung, Raumordnung) 2005: Raumordnungskonzept für das niedersächsische Küstenmeer. http://www.mi.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=15146&article_id=63047&psmand=33, (Aufgerufen: März 2012).
- Muus BJ, Nielsen JG (1999) Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart.

- Noer H, Christensen TK, Clausager I, Petersen IK (2000) Effects on Birds of an Offshore Wind Park at Horns Rev: Environmental Impact Assessment. NERI Report, commissioned by Elsamprojekt A/S 2000.
- Nolte N (2010) Nutzungsansprüche und Raumordnung auf dem Meer. HANSA International Maritime Journal, 147. Jahrgang Nr. 9.
- Noordhuis R, Spaans AL (1992) Interspecific competition for food between Herring *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *L. fuscus* in the Dutch Wadden Sea area. *Ardea* 80: 115-132.
- Norberg RÅ (1981) Optimal flight speed in birds when feeding young. *Journal of Animal Ecology* 50: 473-477.
- O'Connell M, Ward R, Onoufriou C, Winfield I, Harris G, Jones R, Yallop M, Brown A (2007) Integrating multi-scale data to model the relationship between food resources, waterbird distribution and human activities in freshwater systems: preliminary findings and potential uses. *Ibis* 149: 65-72.
- Oltmann JH, Herrlich C (2009) AIS-Dienst für die deutsche Küste verbessert Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs. *Zwischen Weser und Ems* 43: 24-28.
- Oro D (1996) Effects of trawler discard availability on egg laying and breeding success in the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus* in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 132: 43-46.
- Oro D, Ruiz X, Jover L, Pedrocchi V, González-Solís J (1997) Diet and adult time budgets of Adouin's Gull *Larus adouinii* in response to changes in commercial fisheries. *Ibis* 139: 631-637.
- OSPAR Commission (2009) Assessment of the impacts of shipping on the marine environment. Publication Number: 440/2009. http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00440_Shipping_Assessment.pdf (Aufgerufen: Feb. 2012).
- OSPAR Commission (2010) Quality Status Report 2010. Publication Number: 497/2010. <http://qsr2010.ospar.org> (Aufgerufen: Feb. 2012).
- Paiva VH, Geraldés P, Ramírez I, Meirinho A, Garthe S, Ramos JA (2010) Foraging plasticity in a pelagic seabird species along a marine productivity gradient. *Marine Ecology Progress Series* 398: 259-274.
- Pedersen SA, Fock HO, Sell AF (2009) Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Marine Policy* 33: 571-590.

- Pennycuick CJ (1987) Flight of auks (Alcidae) and other northern seabirds compared with southern Procellariiformes: Ornithodolite observations. *Journal of Experimental Biology* 128: 335–347.
- Pennycuick CJ (1989) Bird flight performance. A practical calculation manual. Oxford University Press, Oxford.
- Percival SM (2001) Assessment of the effects of offshore wind farms on birds. ETSU Report W/13/00565/REP , DTI/PubURN01/1434.
- Percival SM (2009) Kentish Flats Offshore Wind Farm: Review of Monitoring of Red Throated Divers 2008-2009. Report to Vattenfall Wind Power. Ecology Consulting, Durham.
- Percival SM (2010) Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2009-10. Report to Vattenfall Wind Power. Ecology Consulting, Durham.
- Peters KA, Otis DL (2006) Wading bird response to recreational boat traffic: Does flushing translate into avoidance? *Wildlife Society Bulletin* 34: 1383–1391.
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006) Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report, commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S, DK 166.
- Petersen IK, Fox AD (2007) Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. NERI Report, commissioned by Vattenfall A/S, DK 166.
- Petersen IK, Fox AD, Kahlert J (2008) Waterbird distribution in and around Nysted offshore wind farm, 2007. Report commissioned by DONG Energy. National Environmental Research Institute, Kalø.
- Pettersson J (2005) The impact of offshore wind farms on bird life in southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999–2003. Report to the Swedish Energy Agency.
- Phillips RA, Xavier JC, Croxall JP (2003) Effects of satellite transmitters on albatrosses and petrels. *The Auk* 120: 1082–1090.
- Pichegru L, Ryan PG, van der Lingen CD, Coetzee J, Ropert-Coudert Y, Grémillet D (2007) Foraging behaviour and energetics of Cape gannets *Morus capensis* feeding on live prey and fishery discards in the Benguela upwelling system. *Marine Ecology Progress Series* 350: 127–136.
- Platteeuw MM, Henkens RJHG (1997) Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl* 48: 225–236.

- Rebke M (2005) Populationsmodelle zur Abschätzung der Auswirkungen additiver Vogelmortalität an Offshore-Windenergieanlagen. Diplomarbeit, Universität Bremen.
- Rodgers AR, Carr AP (1998) HRE: the home range extension for ArcView. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Rodgers JA Jr, Schwikert ST (2002) Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16: 216–224.
- Ronconi RA, St. Clair CC (2002) Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (*Cepphus grylle*) in the Bay of Fundy. *Biological Conservation* 108: 265–271.
- Rothery P, Newton I, Little B (2009) Observations of seabirds at offshore wind turbines near Blyth in northeast England. *Bird Study* 56: 1–14.
- Ryan PG, Petersen SL, Peters G, Grémillet D (2004) GPS tracking a marine predator: the effects of precision, resolution and sampling rate on foraging tracks of African Penguins. *Marine Biology* 145: 215–223.
- Schmid D, Grémillet DJH, Culik BM (1995) Energetics of underwater swimming in the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Marine Biology* 123: 875–881.
- Schreiber EA, Burger J (2002) Seabirds in the marine environment. In: Schreiber EA, Burger J (eds.) *Biology of marine birds*: 1–16. CRC Press, Boca Raton.
- Schwemmer P (2003) Verbreitung und Aktivitätsmuster der Heringsmöwe (*Larus fuscus*) in der Deutschen Bucht. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- Schwemmer P, Adler S, Guse N, Markones N, Garthe S (2009) Influence of water flow velocity, water depth and colony distance on distribution and foraging patterns of terns in the Wadden Sea. *Fisheries Oceanography* 18: 161–172.
- Schwemmer P, Garthe S (2005) At-sea distribution and behaviour of a surface-feeding seabird, the lesser black-backed gull (*Larus fuscus*), and its association with different prey. *Marine Ecology Progress Series* 285: 245–258.
- Schwemmer P, Garthe S (2008) Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 12–22.
- Schwemmer P, Garthe S (2011) Spatial and temporal patterns of habitat use by Eurasian oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in the eastern Wadden Sea revealed using GPS data loggers. *Marine Biology* 158: 541–550.

- Schwemmer P, Garthe S, Mundry R (2008) Area utilization of gulls in a coastal farmland landscape: habitat mosaic supports niche segregation of opportunistic species. *Landscape Ecology* 23: 355–367.
- Schwemmer P, Mendel B, Sonntag N, Dierschke V, Garthe S (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851–1860.
- Sell A, Pusch C, von Dorrien C, Krause J, Schulze T, Carstensen D (2011) Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, Leibniz-Institut für Geowissenschaften IFM-GEOMAR. Vilm, Germany.
- Seys J (2001) Sea-and coastal bird data as tools in the policy and management of Belgian marine waters. Dissertation, University of Gent.
- Shamoun-Baranes J, van Loon E (2006) Energetic influence on gull flight strategy selection. *Journal of Experimental Biology* 209: 3489–3498.
- Shealer DA (2002) Foraging behaviour and food of seabirds. In: Schreiber EA, Burger J (eds.) *Biology of marine birds*: 137–177. CRC Press, Boca Raton.
- Skov H, Durinck J (2001) Seabird attraction to fishing vessels is a local process. *Marine Ecology Progress Series* 214: 289–298.
- Skov H, Durinck J, Andell P (2000) Associations between wintering avian predators and schooling fish in the Skagerrak-Kattegat suggest reliance on predictable aggregations of herring *Clupea harengus*. *Journal of Avian Biology* 31: 135–143.
- Skov H, Prins E (2001) Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. *Marine Ecology Progress Series* 214: 279–287.
- Skov H, Heinänen S, Žydelis R, Bellebaum, Bzoma S, Dagys M, Durinck J, Garthe S, Grishanov G, Hario M, Kieckbusch JJ, Kube J, Kuresoo A, Larsson K, Luigujoe L, Meissner W, Nehls HW, Nilsson L, Petersen IK, Roos MM, Pihl S, Sonntag N, Stock A, Stipniece A, Wahl J (2011) Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. *TemaNord* 2011: 550.
- Sonntag N (2001) Winterverbreitung der Trottellumme (*Uria aalge*) in der Nordsee und Koloniebesuche auf Helgoland: Einfluss von Wassertemperatur und Nahrungsverfügbarkeit. Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- Sonntag S, Engelhard O, Garthe S (2004) Sommer- und Mauservorkommen von Trauerenten *Melanitta nigra* und Samtenten *M. fusca* auf der Oderbank (südliche Ostsee). *Vogelwelt* 125: 77–82.

- Sonntag N, Garthe S, Adler S (2009) A freshwater species wintering in a brackish environment: Habitat selection and diet of Slavonian grebes in the southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84: 186-194.
- Sonntag N, Güpner F, Garthe S (2011) Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Zwischenbericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH).
- Spaans A, Bukacińska M, Bukaciński D, van Swelm N (1994) The relationship between food supply, reproductive parameters and population dynamics in Dutch Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus*: a pilot study. Research report 94/9, Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.
- Speckman SG, Piatt JF, Springer AM (2004) Small boats disturb fish-holding Marbled Murrelets. *Northwestern Naturalist* 85: 32-34.
- Sterr H (2003) Geographische Charakterisierung der Nordseeregion. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, Sündermann J, von Westernhagen H (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz: 40-56. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- Stienen E, Waeyenberge J Van, Kuijken E, Seys J (2007) Trapped within the corridor of the Southern North Sea: the potential impact of offshore wind farms on seabirds. In: de Lucas M, Janss GFE, Ferrer M (eds.) Birds and wind farms: risk assessment and mitigation: 71-80.
- Strann K, Vader W (1992) The nominate Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus fuscus*, a gull with a tern-like feeding biology, and its recent decrease in northern Norway. *Ardea* 80: 133-142.
- Struwe-Juhl B (2000) Zur Bedeutung ausgewählter Gewässer des östlichen Schleswig-Holstein für rastende Wasservögel -Vergleichende Auswertung der Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung aus den Jahren 1966/67-1995/96. *Corax* 18, Sonderheft 1: 1-240.
- Tasker M, Camphuysen C, Cooper J, Garthe S, Montevecchi W, Blaber S (2000) The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531-547.
- Tasker ML, Hope Jones P, Dixon T, Blake BF (1984) Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk* 101: 567-577
- Thaxter C, Wanless S, Daunt F, Harris M, Benvenuti S, Watanuki Y, Grémillet D, Hamer K (2010) Influence of wing loading on the trade-off between pursuit-diving and flight in common guillemots and razorbills. *Journal of Experimental Biology* 213: 1018-1025.

- Thomsen K (2009) Nahrungsökologie der Helgoländer Robben, Seehund (*Phoca vitulina*) und Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*). Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- Ulleweit J, Panten K, Stransky C (2008) Rückwürfe in den Fischereien unter deutscher Flagge: Ergebnisse aus 6 Jahren Datenerhebungsprogramm am Institut für Seefischerei. Informationen aus der Fischereiforschung 55: 45-54.
- Ulleweit J, Stransky C, Panten K (2010) Discards and discarding practices in German fisheries in the North Sea and Northeast Atlantic during 2002-2008. Journal of Applied Ichthyology 26: 54-66.
- Vabø R, Olsen K, Huse I (2002) The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. Fisheries Research 58: 59-77.
- van Bemmelen R, Geelhoed S, Leopold M (2011) Shortlist Masterplan Wind Ship-based monitoring of seabirds and cetaceans. Report C099/11, IMARES, Wageningen.
- Verbeek NAM (1977) Interactions between Herring and Lesser Black-backed Gulls feeding on refuse. The Auk 94: 726-735.
- Vorberg R, Breckling P (1999) Atlas der Fische im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 10.
- Votier SC, Bearhop S, Witt MJ, Inger R, Thompson D, Newton J (2010) Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. Journal of Applied Ecology 47: 487-497.
- Votier SC, Furness RW, Bearhop S, Crane JE, Caldow RWG, Catry P, Ensor K, Hamer KC, Hudson AV, Kalmbach E (2004) Changes in fisheries discard rates and seabird communities. Nature 427: 727-730.
- Walter U, Becker PH (1994) The significance of discards from the Brown Shrimp fisheries for seabirds in the Wadden Sea - preliminary results. Ophelia 6: 253-262.
- Wassenberg T, Hill B (1990) Partitioning of material discarded from Prawn Trawlers in Morton Bay. Marine and Freshwater Research 41: 27-36.
- Watanabe YY, Takahashi A, Sato K, Viviant M, Bost CA (2011) Poor flight performance in deep-diving cormorants. Journal of Experimental Biology 214: 412.

- Welham CVJ (1994) Flight speeds of migrating birds: a test of maximum range speed predictions from three aerodynamic equations. *Behavioural Ecology* 5: 1-8.
- Weimerskirch H (2007) Are seabirds foraging for unpredictable resources? *Deep-Sea Research II* 54: 211-223.
- Weimerskirch H, Cherel Y, Cuenot-Chaillet F, Ridoux V (1997) Alternative foraging strategies and resource allocation by male and female Wandering Albatrosses. *Ecology* 78: 2051-2063.
- Weimerskirch H (1998) How can a pelagic seabird provision its chick when relying on a distant food resource? Cyclic attendance at the colony, foraging decision and body condition in sooty shearwaters. *Journal of Animal Ecology* 67: 99-109.
- Weimerskirch H, LeCorre M, Ropert-Coudert Y, Kato A, Marsac F (2005) The three-dimensional flight of red-footed boobies: adaptations to foraging in a tropical environment? *Proceedings of the Royal Society B* 272: 53-61.
- West A, Caldow R (2006) The development and use of individual-based models to predict the effects of habitat loss and disturbance on waders and waterfowl. *Ibis* 148: 158-168.
- Wilson RP, Grémillet D, Syder J, Kierspel MAM, Garthe S, Weimerskirch H, Schaefer-Neth C, Scolaro JA, Bost CA, Plötz J, Nel D (2002) Remote-sensing systems and seabirds: their use, abuse and potential for measuring marine environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 228: 241-261.
- Wood SN (2006) *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman and Hall, London.
- Wood AG, Naef-Daenzer B, Prince PA, Croxall JP (2000) Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. *Journal of Avian Biology* 31: 278-286.
- Worton BJ (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.
- Zeiler, M., Dahlke, C., Nolte, N. (2005) Offshore-Windparks in der ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. *promet*, Jahrgang 31: 71-76.
- Zuur AF, Ieno EN, Smith GM, Corporation E (2007) *Analysing ecological data*. Springer New York.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen herzlich bedanken, die mich auf dem langen Weg meiner Dissertation begleitet und unterstützt haben.

An erster Stelle danke ich meinem Betreuer PD Dr. Stefan Garthe, der mich in seiner Arbeitsgruppe herzlich aufgenommen hat und meine wissenschaftliche Entwicklung über die Jahre erfolgreich gefördert und mich zu dieser Doktorarbeit ermutigt hat. Vielen Dank Stefan, für die Überlassung dieses spannenden Themas, für die Möglichkeit verschiedene Richtungen auszuprobieren und für die vielen offenen und lösungsorientierten Diskussionen. Danke auch für die vielen Freiräume, die du mir bei der Fertigstellung der Arbeit eingeräumt hast, für das Vertrauen in meine Fähigkeiten und die immer offenen Ohren für große und kleine Sorgen.

Teile dieser Arbeit wurden durch das BMBF-Verbundprojekt „Zukunft Küste - Coastal Futures“ finanziell unterstützt. Allen CF-Kollegen sei für die vielen netten Treffen und das Interesse und die Begeisterung an unserer Arbeit gedankt.

Die in dieser Arbeit verwendeten Seevogelraten entstammen der „Seabirds-at-Sea-Datenbank“, die am FTZ Westküste (Universität Kiel) geführt wird (Koordinator S. Garthe). Die für diese Arbeit genutzten Daten basieren vor allem auf Projekten, die durch das Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit, das Bundesamt für Naturschutz und den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein finanziert wurden.

Ich danke Dr. Heino Fock, für die Aufbereitung und Bereitstellung der VMS-Daten und die interessanten Hintergrundinformationen.

Vielen Dank auch an Dr. Gerrit Peters für die Entwicklung der Datenlogger und den technischen Support.

Ich danke Dr. Sven Adler für seine Hilfe bei der Entwicklung statistischer Modellierungsverfahren und für seine Geduld mir die Vorzüge von R näher zu bringen. Auch Dr. Philipp Schwemmer danke ich für seine statistische Beratung.

Ein großes Dankeschön gebührt allen Korrekturlesern, die sich in das Thema meiner Arbeit eindenken und mit wichtigen und wertvollen Anmerkungen maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein Dank gilt vor allem Dr. Nicole Sonntag, Bärbel und Karl-Heinz Mendel, Sabine Müller, Katrin Ruhm, Anna-Marie Cormann und Franziska Güpner. Dr. Volker Dierschke danke ich für den wissenschaftlichen Austausch.

Ich danke allen Feldhelfern, die mich während der Datenaufnahme auf Helgoland unterstützt haben. Danke an Ommo Hüppop, Jutta und Jörg Wittenberg, Nicole Sonntag, Sabine Müller, Tim Kirchner, Julia Beyer und Jochen Dierschke für die schöne Zeit auf der Düne.

Ein ganz großer Dank gebührt natürlich meinen lieben Arbeitskollegen der AG „Seevogelökologie“ für die tolle Arbeitsatmosphäre und die schönen abendlichen

Sozialstunden. Jeder von euch hat auf seine ganz individuelle Art und Weise zu meiner Unterstützung, Aufmunterung und Motivation beigetragen. Ich danke Anna, Dagmar, Franziska, Jana, Jette, Kai, Nele, Nicole, Nils, Philipp und Stefan für die Zuarbeit bei Projekt-Kleinkram, für die Hilfe bei Computerproblemen, für das unermüdliche Beantworten meiner vielen Fragen, aber vor allem für die entspannenden Schwätzchen zwischendurch.

Nicht vergessen möchte ich meine früheren „Säuger-Kollegen“. Danke für die schöne Zeit im Altbau und die netten großen Mittagsrunden. Besonders danke ich Sabine (und damit natürlich auch Janne und Momo), dass immer ein Plätzchen an ihrer Feuerschale für mich frei war. Ebenso danke ich Verena und Kora für die bis zuletzt andauernden Versuche, mich vom Schreibtisch wegzulocken, manchmal hat es ja auch geklappt...

Ich danke auch meinen beiden Tanjas in Greven und Kiel. Auch wenn ich mich zeitweise etwas sehr rar gemacht habe, konnte ich mir dennoch eurer gedanklichen Nähe immer sicher sein.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Nicole Sonntag, für sooo vieles, angefangen mit dem alles entscheidenden Anruf vor genau acht Jahren. Auf kollegialer Ebene danke ich dir für die vielen interessanten Diskussionen, die wertvollen Anmerkungen zu großen Teilen meiner Arbeit und die ermutigende Unterstützung von fern und nah. Auf freundschaftlicher Ebene: ganz ganz herzlichen Dank für die schöne Zusammenwohnzeit sowohl in der spießigen Pommernstraße als auch auf dem Land zwischen Schafen und anderem Getier. Vielen lieben Dank außerdem für die Konstanten in meinem Leben.

Ich danke meinen Schwester Katrin Ruhm und Sabine Isop und ihren Familien für ihren ermunternden Zuspruch. Danke, dass ihr mir trotz der großen räumlichen Entfernung die ganze Zeit so nah geblieben seid.

Von ganzem Herzen bedanke ich mich bei Marc Schenk, der mich durch seine therapeutische Kompetenz gelehrt hat, dass nichts so heiß gegessen wird, wie es gekocht wird. Ich danke dir für dein Verständnis, deine große Geduld, deine Liebe und die vielen beruhigenden und aufbauenden Worte, wenn ich nicht mehr wusste wo mir der Kopf steht. (Ganz lieben Dank auch für die Gestaltung des Titelbildes).

Mein allerherzlichster Dank gilt meinen Eltern für die nicht endende, gleichermaßen moralische wie tatkräftige Unterstützung in den vergangenen Jahren. Ihr habt mich immer ermutigt meinen Weg zu gehen und nie an mir gezweifelt. Ich danke euch nicht nur für euer großes Interesse an meiner Arbeit, die vielen guten Ratschläge und das ausdauernde Korrekturlesen sondern besonders für eure selbstlose Unterstützung im alltäglichen Leben. Euch ist daher diese Arbeit gewidmet.

Wissenschaftlicher Werdegang

Name	Bettina Mendel
Geburtsdatum	03.12.1977
Geburtsort	Greven
1997–2003	Studium der Diplom-Landschaftsökologie an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster
2003	Erlangen des akademischen Grades Diplom-Landschaftsökologin Diplomarbeit am Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“- Inselstation Helgoland- zum Thema: Zugphänologie heimziehender Singvögel: Bestimmen Zugstrategien oder Dominanzverhältnisse den versetzten Zug männlicher und weiblicher Steinschmätzer?
2003	Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster
2003	Praktikum bei der Firma Ö/K/O/M (Münster)
2004	Praktikum beim Global Nature Fund (GNF) (Living Lakes Netzwerk)
2004	Praktikum am Max-Planck-Institut für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell
seit November 2004	Wissenschaftliche Angestellte am Technologiezentrum (FTZ) Westküste im Rahmen verschiedener Drittmittelprojekte
seit März 2008	Promotion am Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ)

Publikationen

- Dierschke V, **Mendel B**, Schmaljohann H (2005) Differential timing in spring migration in northern wheatears *Oenanthe oenanthe*: hurried males or weak females? *Behavioural Ecology and Sociobiology* 57: 470-480.
- Sonntag N, **Mendel B**, Garthe S (2006) Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 81-112.
- Dierschke V, Garthe S, **Mendel B** (2006) Possible conflicts between offshore wind farms and seabirds in the German sectors of North Sea and Baltic Sea. In: Köller J, Köppel H, Peters W (eds.) *Offshore wind energy. Research on environmental impacts*: 121-143. Springer-Verlag, Berlin.
- Delingat J, Dierschke V, Schmaljohann H, **Mendel B**, Bairlein F (2006) Daily stopovers as optimal migration strategy in a long-distance migrating passerine: the Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*. *Ardea* 94: 593-605.
- Mendel B**, Sonntag N, Garthe S (2007) GIS-gestützte Analyse zur Verbreitung und Habitatwahl ausgewählter Seevogelarten in der Ostsee. In: Traub KP, Kohlus J (Hrsg.): *Geoinformationen für die Küstenzone. Beiträge des 1. Hamburger Symposiums zur Küstenzone*: 196-206. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg.
- Mendel B**, Sonntag N, Wahl J, Schwemmer P, Dries H, Guse N, Müller S, Garthe S (2008) Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 59. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- Kubetzki U, Garthe S, Fifield D, **Mendel B**, Furness RW (2009) Individual migratory schedules and wintering areas of northern gannets. *Marine Ecology Progress Series* 391: 257-265.
- Mendel B**, Garthe S (2010) Strategien bei der Nahrungssuche: Mit Hightech auf der Spur der Helgoländer Heringsmöwen. *Der Falke* 57: 402-408.
- Mendel B**, Garthe S (2010) Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Report* 15: 31-44.
- Burkhard B, Opitz S, Lenhart H, Ahrendt K, Garthe S, **Mendel B**, Nerge P, Windhorst W (2010) Modellbasierte Bewertung der Auswirkungen von

Offshore-Windkraftanlagen auf die ökologische Integrität der Nordsee. Coastline Report 15: 15-29.

- Garthe S, **Mendel B** (2010) Cumulative effects of anthropogenic activities on seabirds in the North Sea: Methodology and first results. In: Lange M, Burkhard B, Garthe S, Gee K, Kannen A, Lenhart H, Windhorst W (eds): Analyzing coastal and marine changes: Offshore wind farming as a case study. Zukunft Küste - Coastal Futures Synthesis Report. LOICZ Research and Studies 36: 86-89.
- Burkhard B, Opitz S, Lenhart H, Ahrendt K, Garthe S, **Mendel B**, Windhorst W (2011) Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea - Case study offshore wind parks. Ecological Indicators 11: 168-174.
- Garthe S, Markones N, **Mendel B**, Sonntag N, Krause JC (2011) Protected areas for seabirds in German offshore waters: Designation, retrospective consideration and current perspectives. Biological Conservation: doi: 10.1016/j.biocon.2011.12.002.
- Schwemmer P, **Mendel B**, Sonntag N, Dierschke V, Garthe S (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecological Applications 21: 1851-1860.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig angefertigt habe und dass sie in Inhalt und Form meine eigene Arbeit ist. Abgesehen von der wissenschaftlichen Beratung durch meinen Betreuer, wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen verwendet. Ich habe die Arbeit unter Einhaltung der Regeln zu guter wissenschaftlicher Praxis erstellt.

Dies ist mein erster Promotionsversuch. Diese Arbeit wurde weder ganz noch zum Teil im Rahmen eines Prüfungsverfahrens schon anderer Stelle vorgelegt.

Für die Prüfung wird die Form einer Disputation gewählt. Der Zulassung von Zuhörerinnen und Zuhörern bei der mündlichen Prüfung wird nicht widersprochen.

Kiel, den

Bettina Mendel