
Fachliche Vorschläge für ein Management der Trauerente an der schleswig- holsteinischen Nordseeküste

Janina Spalke
Ansgar Diederichs
Jörg Rasmus
Monika Dorsch
Miriam Brandt
Verena Pieper
Georg Nehls

Kiel/Husum, 09.09.2013

Im Auftrag des
Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz
Herzog-Adolf-Str. 1
25813 Husum

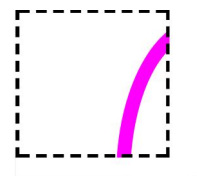


Brinckmannstr. 31
25813 HUSUM

Tel. 04841 / 66 3 29 - 11

Fax 04841 / 66 3 29 - 19

Email: info@bioconsult-sh.de



GFN

Gesellschaft für
Freilandökologie und
Naturschutzplanung mbH
Adolfplatz 8
24105 Kiel

Tel. 0431 / 800 94 80

Fax 0431 / 800 94 79

Email: kiel@gfnmbh.de

Internet: <http://www.gfnmbh.de>

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG.....	1
1.1	Anlass und Aufgabenstellung.....	1
1.2	Vorgehensweise.....	2
2	BIOLOGIE UND VERBREITUNG DER TRAUERENTE	4
2.1	Allgemeines.....	4
2.2	Populationsentwicklung.....	4
2.3	Phänologie an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste.....	5
2.4	Habitatanforderungen	5
2.5	Beeinträchtigungen („Threats“).....	6
3	VERBREITUNG DER TRAUERENTE AN DER SH-NORDSEEKÜSTE (ERGEBNISSE DER FLUGZEUGERFASSUNGEN).....	9
3.1	Erfassungsmethodik.....	9
3.2	Datenaufbereitung und Dichteberechnung.....	13
3.3	Winterverbreitung und Überwinterungsbestand.....	16
3.4	Sommerverbreitung.....	20
3.5	Weitere Beobachtungen.....	24
3.5.1	Verbreitung nach Westen	24
3.5.2	Kurzfristige Verlagerungen	24
3.6	Ergebnisse weiterer Untersuchungen	28
3.6.1	NATURA 2000-Monitoring für das Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“	29
3.6.2	Offshore Windpark Butendiek	33
3.7	Beurteilung der Verträglichkeit Der Sandentnahme	34
4	UMWELTPARAMETER	35

4.1	Wassertiefe	35
4.2	Sedimente	36
4.3	Strömungen.....	37
4.4	Benthos	40
4.4.1	Methodik.....	40
4.4.2	Ergebnisse	41
4.5	Schiffsaufkommen	50
4.5.1	Vessel Monitoring System (VMS).....	50
4.5.2	Automatic Identification System (AIS)	54
4.5.3	Schiffssichtungen	59
4.6	Vereisung	59
5	MULTIFAKTORIELLE ANALYSE	61
5.1	Methodik der statistischen Auswertung.....	61
5.2	Effekt verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentenpräsenz.....	63
5.3	Effekt verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentendichte	65
5.4	Diskussion der Verbreitungsmuster.....	67
5.4.1	Wassertiefe*Monat	67
5.4.2	Sediment	68
5.4.3	Strömung.....	68
5.4.4	Benthos	69
5.4.5	Schiffsaufkommen	71
6	EINFLUSSFAKTOREN FÜR DEN BESTAND DER TRAUERENTE.....	72
6.1	Überwinterungsbestände	72
6.2	Sommerbestände.....	72
7	VORSCHLÄGE FÜR EIN MANAGEMENT DER TRAUERENTE	74

7.1	Allgemeine Schutzmaßnahmen	74
7.2	Schutz der Mauserbestände	75
7.3	Offene Fragen	78
7.4	Trauerenten-Monitoring.....	79
8	ZUSAMMENFASSUNG	80
9	LITERATUR.....	82
A	ANHANG.....	89
A.1	Weitere statistische Analysen.....	89
A.1.1	Methodik.....	89
A.1.2	Ergebnisse: <i>Einfluss von Wassertiefe und Sediment auf die mittlere monatliche Trauerentenpräsenz</i>	91
A.1.3	Ergebnisse: <i>Einfluss von Wassertiefe und Sediment auf die mittlere monatliche Trauerentendichte</i>	92
A.2	Beispielhafter Tagesgang der Strömung (21.06.2009)	93

Abkürzungsverzeichnis

AIS	Automatic Identification System
AWI	Alfred-Wegener-Institut
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie
BRZ	Bruttoraumzahl
ESAS	European Seabirds at Sea
ft	feet (Fuß)
GAM	General Additive Model
Ind.	Individuen
IMO	International Maritime Organization
Kn	knots (Knoten)
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LKN	Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz
mdl.	mündlich
StUK	Standard-Untersuchungskonzept für Offshore Windparks
VMS	Vessel Monitoring System
VSch-Gebiet	Vogelschutzgebiet
vTI	von-Thünen-Institut für Seefischerei und Fischereiökologie
WSA	Wasser- und Schifffahrtsamt
WSD	Wasser- und Schifffahrtsdirektion

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1	Mit Hilfe von Winkelmessern eingemessene Transektbänder bei einer Flughöhe von 76 m. Band D: 90°-60° (Entfernung zur Transektlinie: 0-44 m, Bandbreite: 44 m; dieses Transektband ist nur von den „Bubble-windows“ aus einzusehen), Band A: 60°-26° (Entfernung zur Transektlinie: 45-164 m, Bandbreite: 119 m), Band B: 25°-10° (Entfernung zur Transektlinie: 165-431 m, Bandbreite: 268 m), Band C: > 10° (Entfernung zur Transektlinie: > 431 m, Bandbreite 1.069 m). Seit September 2010 wird das Band A unterteilt in die Bänder A1 und A2 (40°, Entfernung zur Transektlinie: 91 m).....	10
Abb. 3.2	Beobachtungssituation mit gewölbten Fenstern (“bubble-window“)	11
Abb. 3.3	Transektdesign zur Erfassung der Trauerente zwischen Februar 2010 und Februar 2011.	12
Abb. 3.4	Modifiziertes Transektdesign mit nach Westen verlängerten Transekten zur Erfassung der Verbreitungsgrenze der küstenfern im Untersuchungsgebiet überwinternden Trauerenten. .	12
Abb. 3.5	<i>Herleitung des Flächenbezugs für die Dichteberechnung nach StUK</i>	14
Abb. 3.6	Verteilung der Trauerenten in den Transektbändern D (0-44 m), A1 (45-91 m), A2 (92-163 m), B (164-431 m) und C (432-1.500 m) auf allen Flügen (blau) und Abnahme der Sichtungswahrscheinlichkeit (rot) nach DISTANCE. Key function: Hazard-rate, series expansion: Cosine, errechnete ESW: 251 m.	15
Abb. 3.7	Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste gemittelt für alle Winterflüge (Oktober – März) aus den Jahren 2007/2008 und 2010 – 2012. Berechnung nach StUK.	16
Abb. 3.8	Ergebnis einer Clusteranalyse der mittleren Trauerentendichte. Rasterzellen gleicher Farbe bilden ein Cluster.	17
Abb. 3.9	Boxplot der mittleren Trauerentendichte pro Cluster.....	17
Abb. 3.10	Mittlere Dichten von Trauerenten im Vogelschutzgebiet zu Beginn der Befliegung (Anfang 2010), im Winter 2010/2011 sowie im Winter 2011/2012 mit Angabe der 95 %-Konfidenzintervalle. Berechnung nach StUK.	18
Abb. 3.11	Verschiedene Mauserzeiten und –stadien der Trauerente. Der Prozess wird von den Autoren unterschiedlich angegeben. Die Flügelfedermauser ist durch rote Rahmen hervorgehoben. (Quelle: CRAMP & SIMMONS 1987 = 1, VON BLOTZHEIM 1969 = 2). Aus: HENNIG & ESKILDSEN 2000. .	20
Abb. 3.12	Dichteverteilung und tatsächliche Sichtungen pro geflogenem km von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste monatlich zusammengefasst für alle Flüge, die während der Mauserzeit stattgefunden haben (März - Juni) aus den Jahren 2010 – 2012. Dichteberechnung nach StUK.	22
Abb. 3.13	Dichteverteilung und tatsächliche Sichtungen pro geflogenem km von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste monatlich zusammengefasst für alle Flüge, die während der Mauserzeit stattgefunden haben (Juli - Oktober) aus den Jahren 2010 – 2012. Dichteberechnung nach StUK. Die hohe Individuensumme am Strand von Sankt-Peter Ording im Juli ist ein Artefakt.	23
Abb. 3.14	Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 08. und 10. März 2010. Berechnung nach StUK.	25

Abb. 3.15	Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 10. und 15. April 2011. Berechnung nach StUK.....	26
Abb. 3.16	Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 27. und 29. September 2011. Berechnung nach StUK.....	27
Abb. 3.17	Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 02. und 04. Februar 2012. Berechnung nach StUK.....	28
Abb. 3.18	Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate November-Februar.	30
Abb. 3.19	Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate März-Juni.....	31
Abb. 3.20	Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate Juli-Oktober. Offshore-Windpark Butendiek	32
Abb. 3.21	Saisonale Verteilung von Trauerenten im Untersuchungsgebiet Butendiek (Untersuchungszeitraum März 2011 bis März 2012). Dargestellt sind die mittleren saisonalen Dichten pro Rasterzelle; saisonale Zuordnung nach GARTHE et al. (2007): Frühjahr = 01.03.-31.05., Sommer = 01.06. – 30.09., Herbst = 01.10. – 30.11., Winter = 01.12. – 29.02.....	33
Abb. 4.1	Wassertiefen im Untersuchungsgebiet.	35
Abb. 4.2	Sedimentverteilung im Untersuchungsgebiet nach FIGGE 1981.	37
Abb. 4.3	Maximale Strömung in 2009 im Untersuchungsgebiet.	39
Abb. 4.4	Karte des Untersuchungsgebiets in der Deutschen Bucht mit den Probestationen der Benthos-Untersuchung. Stationen innerhalb des groben Rasters wurden nur in 2010 beprobt.	41
Abb. 4.5	Häufigkeitsverteilung der Mollusken über cm-Klassen der Schalenlänge im Gesamtgebiet.	43
Abb. 4.6	Anteil der Größenklassen (in cm) an der Gesamtbiomasse im Gesamtgebiet.	44
Abb. 4.7	Entwicklung der Mollusken-Biomasse (g/m ²) im Gesamtgebiet seit 2005	45
Abb. 4.8	Relative Anteile der Größenklassen an der Biomasse im Gesamtgebiet seit 2005	45
Abb. 4.9	Räumliche Darstellung der bei der Benthosbeprobung 2010 festgestellten Biomasse [g Frischgewicht/m ²] für Mollusken bis 100 mm.....	46
Abb. 4.10	Räumliche Darstellung der bei der Benthosbeprobung 2011 festgestellten Biomasse [g Frischgewicht/m ²] für Mollusken bis 100 mm. (Im Jahr 2011 wurden weniger Punkte beprobt.).....	47
Abb. 4.11	Auf das Trauerentenraster zugeschnittene, räumlich interpolierte Daten 2010 für die statistische Auswertung.	48
Abb. 4.12	Auf das Trauerentenraster zugeschnittene, räumlich interpolierte Daten 2011 für die statistische Auswertung.	48
Abb. 4.13	Biomasse der Mollusken bis 100 mm Schalenlänge nach Wassertiefe und Sedimenttyp.	50

Abb. 4.14	Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im Februar 2009	52
Abb. 4.15	Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im Mai 2009	53
Abb. 4.16	Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im August 2009	54
Abb. 4.17	Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im April 2011.....	56
Abb. 4.18	Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im August 2011.	57
Abb. 4.19	Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im Dezember 2011.....	58
Abb. 4.20	Summe während aller Flüge gesichteten Schiffe pro Rasterzelle. N = 788.	59
Abb. 4.21	Beobachteter Eisgang während der Erfassungsflüge am 23.03.2010, 04.02.2012 und 11.02.2012.	60
Abb. 5.1	Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentenpräsenz. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentenpräsenz an, blaue die mit der niedrigsten. Die Isoklinen geben die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentenpräsenz (0-1) an.	65
Abb. 5.2	Einfluss von Benthosdichte (g Frischgewicht/m ²) (links) und Strömung (m/s) (rechts) auf die Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert dar, die schwarze Kurve zeigt an, in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.....	65
Abb. 5.3	Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentendichte unter ausschließlicher Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit den höchsten Trauerentendichten an, blaue die mit den niedrigsten. Die Isoklinen enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentendichte.	67
Abb. 5.4	Einfluss von Benthosbiomasse (g/m ²) (links), Strömung (in m/s) (mittig) und Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand) auf die Trauerentendichte nur unter Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert dar, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.	67
Abb. 7.1	Vorschläge zur Abgrenzung eines Trauerenten-Mauserschutzgebiets vor Eiderstedt nach eigenen Daten sowie HENNIG (2001) bzw. NPA (2001). Die Trauerentendaten stellen aufwandskorrigierte Individuensummen über alle Flüge dar und stammen aus den in diesem Bericht dargestellten Untersuchungen 2010-2012.....	77
Abb. A.1	Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentenpräsenz. Monat ist der Trauerentensaison entsprechend von Sep (1) bis Aug (12) kodiert. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentenpräsenz an, blaue die mit den niedrigsten. Die Isoklinen enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentenpräsenz (0-1).	91
Abb. A.2	Einfluss von Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand, 8=Steine/Kies) auf die Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert da, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.	92

Abb. A.3 Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentendichte unter ausschließlicher Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Monat ist der Trauerentensaison entsprechend von Sep (1) bis Mai (9) kodiert. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentendichte an, blaue die mit der niedrigsten. Die Isoklinien enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentendichte.93

Abb. A.4 Einfluss von Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand) auf die Trauerentendichte. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert da, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.93

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1 Teilnehmer des durchgeführten Trauerenten-Workshops3

Tab. 3.1 Mittlere Dichten mit Angabe des 95 %-Konfidenzwertes (CI) und daraus berechneter Bestand an Trauerenten im Vogelschutzgebiet, im nördlichen Teil des Vogelschutzgebiets sowie im Planungsgebiet für die Flüge aus dem Winter 2010/2011 und vier Flüge aus dem Winter 2011/2012.19

Tab. 4.1 Individuendichte und Biomasse der Mollusken im Gesamtgebiet41

Tab. 4.2 Anteil der 10 häufigsten Arten an der Individuendichte42

Tab. 4.3 Biomasse (g/m²) der 10 häufigsten Arten42

Tab. 4.4 Relativer Anteil der 10 häufigsten Arten an der Biomasse.....43

Tab. 5.1 Übersicht über die Datenlage der Habitatvariablen für die ausgewählten 13 Flüge in der Wintersaison.....62

Tab. 5.2 Ergebnisse des GAM zur Analyse des Einflusses verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentenpräsenz.64

Tab. 5.3 Ergebnisse des GAM zur Analyse von statischen Habitatvariablen auf Trauerentendichte pro Rasterzelle.66

Tab. A.1 Datum und Zähler der einzelnen Erfassungsflüge von Februar 2010 bis März 2012. Die jeweils in der Abfolge der Zwischenberichte dargestellten Erfassungsflüge sind durch einen Strich getrennt.....90

Tab. A.2 Ergebnisse des GAM zur Analyse des Einflusses verschiedener Habitatvariablen auf die mittlere monatliche Trauerentenpräsenz.91

Tab. A.3 Ergebnisse des GAM zur Analyse von statischen Habitatparametern auf die mittlere monatliche Trauerentendichte pro Rasterzelle.....92

Tab. A.4 Gezeiten am 21.06.2009.....94

Bearbeitung:

BioConsult SH: Janina Spalke, Ansgar Diederichs, Monika Dorsch, Miriam Brandt, Georg Nehls

GFN: Jörg Rasmus, Verena Pieper

1 EINLEITUNG

1.1 Anlass und Aufgabenstellung

Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist für die Trauerente (*Melanitta nigra*) von internationaler Bedeutung als Überwinterungs- und Mausergebiet. Ein großer Anteil der biogeographischen Population *Melanitta nigra nigra* (550.000 Ind., WETLANDS INTERNATIONAL 2013) überwintert im östlichen Teil der Deutschen Bucht, insbesondere vor der deutschen und der dänischen Küste. Dabei können sich phasenweise größere Teile dieses Bestandes in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern aufhalten. Trauerenten kommen ganzjährig in deutschen Gewässern vor (MENDEL et al. 2008). Dennoch ziehen die meisten Tiere zwischen März und Juli in die Brutgebiete im nördlichen Europa bis Westsibirien, wenige Nicht-Brüter verbleiben ganzjährig in den hiesigen Gewässern der Nord- und Ostsee.

Die Trauerente zählt aus diesem Grund zu den Arten, für die Deutschland international eine besondere Verantwortung trägt. Ihr Schutz hat einen hohen Stellenwert im Artenschutz. Sie wurde als eine von 25 Tierarten in den „Förderschwerpunkt Verantwortungsarten“ aufgenommen, den das Bundesumweltministerium (BMU) zusammen mit dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) unter Beteiligung der Bundesländer im Rahmen des Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt ins Leben gerufen hat. Mit den Maßnahmen in diesem Förderschwerpunkt sollen diese Arten direkt geschützt und dabei auch zur Erhaltung und zur Renaturierung von deren Lebensräumen beigetragen werden, um langfristig überlebensfähige Populationen dieser Arten zu gewährleisten.

Die Trauerente gilt als empfindlich gegenüber Störungen und zeichnet sich durch hohe Fluchtdistanzen aus. Da sie sich vorwiegend tauchend von Muscheln ernährt, ist die Verfügbarkeit von ausreichenden Nahrungsgrundlagen in weitgehend ungestörten Gewässern für den Erhalt der Population von besonderer Bedeutung. Obwohl weite Teile der deutschen Überwinterungs- und Rastgebiete der Trauerente unter Schutz stehen (Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“, FFH-Gebiet „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“, VSch-Gebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“), können Nutzungen wie Schifffahrt, Fischerei oder Rohstoffentnahmen in dem Raum zu Auswirkungen auf die Art führen. Deswegen wurden bereits vor Jahrzehnten Vorschläge für ein Schutzgebietskonzept u.a. für die Trauerente erarbeitet (MITSCHKE et al. 2001). HENNIG (2001) betrachtete die drei Arten Brandgans, Eiderente und insbesondere Trauerente hinsichtlich der Fragestellung nach wichtigen Gebieten in der Mauserzeit und grenzte ebenfalls mögliche Schutzgebiete ab.

Innerhalb des Hauptverbreitungsgebiets der Winterrastpopulation befindet sich die Sandentnahme Westerland, in der seit 1972 in den Sommermonaten Sand für Küstenschutzmaßnahmen auf der Insel Sylt gewonnen wird. Im Rahmen des am 11.02.2010 vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) als zuständige Genehmigungsbehörde planfestgestellten bergrechtlichen Rahmenbetriebsplanes für die Erweiterung des bestehenden Kiesabbaus war nach Maßgabe des § 34 BNatSchG zu prüfen, ob das Vorhaben aufgrund des Eingriffs in den Meeresboden zu erheblichen Auswirkungen auf die Art führt. Da für die Art zu diesem Zeitpunkt nur wenige systematisch erhobene Daten vorlagen, wurden in den Jahren 2008/2009 Erfassungen des Trauerentenvorkommens im Bereich des Vorhabensstandortes durchgeführt. Insbesondere aufgrund der fehlenden Kenntnisse über die Gesamt-Winterrastpopulation konnte allerdings

nur eine Teilfläche der ursprünglich geplanten Sandentnahmeflächen als verträglich mit den Erhaltungszielen des Vogelschutzgebietes eingestuft werden. Im Planfeststellungsbeschluss wies das LBEG darauf hin, dass als Grundlage für eine über diese erste Teilfläche hinausgehende Nutzung des Bewilligungsfeldes „Westerland III“ ein Monitoring der Trauerentenbestände im Seegebiet westlich der Insel Sylt durchzuführen sei, um über die räumlich-zeitliche Nutzung des Gebietes in Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Parametern genauere Erkenntnisse zu gewinnen.

Daraufhin hat der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN) die Arbeitsgemeinschaft aus BioConsult SH, Husum, und der GFN – Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH, Kiel, mit der Durchführung der erforderlichen Untersuchungen beauftragt. Da zu Beginn der Untersuchung zu befürchten stand, der Eingriff könne eine erhebliche Beeinträchtigung des Trauerentenbestandes an der schleswig-holsteinischen Westküste bewirken, wurde die Erstellung eines Managementplans für dieses Gebiet beauftragt, um die erheblichen Beeinträchtigungen durch kohärenzsichernde Maßnahmen kompensieren zu können. Aufgrund der zwischenzeitlichen Verkleinerung des beantragten Eingriffsvorhabens hat das LBEG auf Basis der Zwischenergebnisse der Trauerentenuntersuchung mit Beschluss vom 23.10.2012 den Sandabbau in sieben weiteren Teilgebieten zugelassen ohne eine Feststellung der Erheblichkeit.

Der vorliegende Endbericht stellt somit keinen eigentlichen Managementplan dar, sondern er stellt die fachlichen Grundlagen für die Erarbeitung eines Managementplans für die Trauerente an der schleswig-holsteinischen Westküste durch die zuständigen Behörden zusammen.

1.2 Vorgehensweise

Für den vorliegenden Bericht wurden Zählflüge im Bereich der Westküste zwischen Eidermündung und List ausgewertet sowie mögliche Parameter untersucht, die einen Einfluss auf die Trauerentenverbreitung haben können. Diese Parameter umfassen Wassertiefe, Sedimenttypen, Strömungen, Nahrungsverfügbarkeit, Schiffsaufkommen und Eisgang.

Nach insgesamt acht Zwischenberichten zwischen März 2010 und Mai 2012 werden im vorliegenden Abschlussbericht nunmehr die Ergebnisse der Untersuchungen zusammengefasst und mögliche Managementmaßnahmen skizziert. Die vorläufigen Ergebnisse der Studie wurden im Rahmen eines Experten-Workshops am 14. Mai 2013 in der Nationalparkverwaltung in Tönning vorgestellt und erläutert. Darüber hinaus wurde der Berichtsentwurf weiteren Experten zur Kommentierung vorgelegt. Der Bericht berücksichtigt die Ergebnisse des Workshops und die eingegangenen Kommentare. Die Teilnehmer des Workshops sind in Tab. 1.1 aufgeführt.

Die Managementmaßnahmen werden abgeleitet aus

- allgemeinem Wissen über die Trauerente (Kap. 2),
- der während der projektbezogenen und anderer Untersuchungen festgestellten Verbreitung der Trauerente vor der Schleswig-Holsteinischen Nordseeküste in Mauser- und Überwinterungszeit (Kap. 3),
- der Analyse verschiedener Faktoren, die die Trauerentenverbreitung beeinflussen können (Kap. 4),

- einer multifaktoriellen Analyse der Trauerentenverbreitung in Abhängigkeit der in Kap. 4 dargestellten Umweltparameter (Kap. 5), sowie
- einem Experten-Workshop, auf dem die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln diskutiert wurden.

Zusammenfassend werden in Kap. 6 die für den Bestand der Trauerente bestimmenden Faktoren beschrieben und in Kap. 7 Management-Empfehlungen für den Trauerentenbestand formuliert. Kap. 8 gibt eine Zusammenfassung der Ergebnisse.

Tab. 1.1 Teilnehmer des durchgeführten Trauerenten-Workshops

Teilnehmer	Institution
Armonies, Werner	Alfred-Wegener-Institut List/Sylt
Bauer, Maren	LKN, Nationalparkverwaltung
Diederichs, Ansgar	BioConsult SH
Diederichs, Britta	LKN, Nationalparkverwaltung
Dorsch, Monika	BioConsult SH
Eskildsen, Kai	LKN, Nationalparkverwaltung
Gaus, Silvia	Schutzstation Wattenmeer e.V.
Hälterlein, Bernd	LKN, Nationalparkverwaltung
Kempf, Norbert	Brandgans- und Eiderentenmonitoring für die Nationalparkverwaltung, freier Biologe
Rasmus, Jörg	GFN
Rickert, Corinna	GFN
Schrader, Stefan	LKN
Spalke, Janina	BioConsult SH
Steinke, Annelie	LKN
Wittebrock, Berthold	LKN

An dieser Stelle sei für alle Hinweise und Ergänzungen herzlich gedankt.

2 BIOLOGIE UND VERBREITUNG DER TRAUERENTE

2.1 Allgemeines

Trauerenten sind Meeresenten, die sich tauchend von Benthos-Organismen, vorwiegend Muscheln, ernähren. Dabei nutzen sie küstennahe Gebiete mit einer Wassertiefe von bis zu 25 m. Die in Eurasien verbreitete Trauerente (*Melanitta nigra*) wird getrennt von der Pazifischen Trauerente (*Melanitta americana*) als eigene Art geführt. Es gibt somit nur eine Unter-Population der Trauerente in Europa, *M. n. nigra*. Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist Teil eines großen Verbreitungsgebiets der Trauerente außerhalb der Brutzeit. Dieses erstreckt sich entlang der Küsten und flachen Offshore-Gebiete von Nord- und Ostsee, des Nordatlantiks bis nach Mauretaniens (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist hierbei für die Trauerente von internationaler Bedeutung als Überwinterungs- und Mausergebiet, was sich auch in den Erhaltungszielen des VSch-Gebiets ‚Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete‘ (DE0916491) widerspiegelt. Der Erhaltungszustand der Trauerente gemäß Standarddatenbogen ist für dieses VSch-Gebiet mit A angegeben. Für die Art werden die folgenden Erhaltungsziele genannt:

- Erhaltung von störungsfreien Hochwasserrastplätzen für Wat- und Wasservogel sowie Mausergebieten, insbesondere für Brandgans, Eiderente und Trauerente.
- Erhaltung von natürlich vorkommenden Muschelbeständen mit standortgerechter Begleitfauna, u.a. als Nahrungsgrundlage für Trauer- und Eiderente.
- Erhaltung des Offshore-Bereiches als wichtiges Nahrungs-, Mauser- und Rastgebiet für Seevogelarten wie Seetaucher und Meeresenten
- Erhaltung der Möglichkeit, dass sich die Seevogel- und Entenbestände entsprechend der hydrografischen Bedingungen, der Dynamik des Wasserkörpers und der Benthosbestände sowie des wechselnden Nahrungsangebotes verlagern können.
- Vermeidung von zusätzlicher Vogelmortalität durch Beifang in der Fischerei.

Die Verbreitung der Brutpopulation erstreckt sich über ein weites Areal von Russland, der skandinavischen Halbinsel, Großbritannien, über Island bis nach Grönland. Die genaue Herkunft der an der deutschen Küste überwinternden und mausernden Trauerenten ist nicht bekannt.

2.2 Populationsentwicklung

Der Bestand der relevanten biogeografischen Trauerenten-Population (*M. n. nigra*) wird von WETLANDS INTERNATIONAL (2013) aktuell mit 550.000 Individuen angegeben, was dem Gesamtbestand der Art entspricht. Damit wurde der Bestand der Trauerente bei der letzten Überarbeitung der Waterbird Population Estimates (WPE) durch Wetlands International deutlich nach unten korrigiert (von 1.600.000 Ind. in WPE 4 (WETLANDS INTERNATIONAL 2006)). Damit folgt die Bestandsentwicklung der Trauerente in den vergangenen Jahrzehnten einem negativen Trend, der auch für andere Meeresenten weltweit beschrieben wird (z.B. SKOV et al. 2011, EKROOS et al. 2012, KRUCKENBERG et al. 2012, FLINT 2013).

Der Populationstrend wurde entsprechend der Populationsentwicklung in WPE 5 (WETLANDS INTERNATIONAL 2013) von vorher ‚STA‘ (stabil) zu ‚DEC‘ (abnehmend) geändert. Die Änderung des Trauerenten-Bestands

fürhte jedoch zu keiner Änderung der Klassifizierung in der Roten Liste der IUCN (IUCN 2013), in der sie weiterhin unter ‚Least Concern‘ (nicht gefährdet) eingestuft ist.

2.3 Phänologie an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste

Es gibt keine Brutvorkommen der Trauerente in Deutschland. Als Rast- oder Zugvogel kommen Trauerenten jedoch ganzjährig in unterschiedlichen Dichten in der deutschen Nord- und Ostsee vor. Die höchsten Trauerenten-Bestände halten sich hier im Winter auf, wobei ein Schwerpunkt der Winter-Verteilung an der schleswig-holsteinischen, und hier insbesondere westlich der nordfriesischen Nordseeküste liegt (MENDEL et al. 2008).

Ebenfalls höhere Bestände an Trauerenten halten sich im Sommer meist küstennah an der deutschen Nordseeküste auf. Hauptrastgebiete dieser Mauserbestände liegen insbesondere vor der Halbinsel Eiderstedt (BERNDT & BUSCHE 1993, DEPPE 2003), aber auch vor der Insel Sylt, angrenzend zu den dänischen Trauerenten-Vorkommen (MENDEL et al. 2008).

2.4 Habitatanforderungen

Als benthivore Meeresenten sind Trauerenten in ihrem Vorkommen außerhalb ihrer Brutgebiete auf marine Habitate beschränkt, wo sie tauchend ihre Nahrung vom Meeresgrund aufnehmen. Trauerenten fressen zumeist Muscheln, die jedoch jeweils bevorzugte Nahrung variiert zwischen verschiedenen Rastgebieten (MADSEN 1954, STEMPNIEWICZ 1986, MEISSNER & BRÄGER 1990, MEISSNER 1992, BERNDT & BUSCHE 1993, ŽYDELIS 2002, MENDEL et al. 2008). Dies hängt von Verfügbarkeit, Erreichbarkeit, Größe und Energiegehalt der Nahrung ab. In der Nordsee ist insbesondere die Trogmuschel (*Spisula subtruncata*) eine bedeutende Nahrung für Trauerenten (DURINCK et al. 1993, LEOPOLD et al. 1995). In der jüngeren Vergangenheit scheint auch die eingeschleppte Schwertmuschel (*Ensis americanus*) neben der Trogmuschel eine zunehmende Rolle in der Nahrung der Trauerente in der Nordsee zu spielen, wie die eigenen Untersuchungen sowie aktuelle Studien aus Dänemark zum Offshore Windpark Horns Rev zeigen (u.a. LEONHARD & SKOV 2012). Die Nutzung von Schwertmuscheln konnte auch durch die für diesen Bericht durchgeführten Benthosuntersuchungen bestätigt werden. Da Tauchgänge in große Wassertiefen energieaufwändig sind, ist das Trauerenten-Vorkommen zumeist auf relativ küstennahe Bereiche von wenigen Metern Wassertiefe beschränkt; Trauerenten können jedoch auch in Bereichen von über 20 m Wassertiefe angetroffen werden (z.B. BERNDT & BUSCHE 1993).

Neben Verfügbarkeit geeigneter und erreichbarer Nahrung bestimmen auch noch weitere Faktoren die Trauerenten-Verteilung in den Rastgebieten. So gehören Trauerenten mit zu den Wasservogel-Arten, die am empfindlichsten auf Störungen und anthropogene Strukturen reagieren (PETERSEN et al. 2006, SCHWEMMER et al. 2011). Trauerenten zeigen etwa, insbesondere während der empfindlichen Mauserperiode, bereits auf sehr große Entfernung hin Fluchtreaktionen gegenüber herannahenden Schiffen (BELLEBAUM et al. 2006, SCHWEMMER et al. 2011), was die Qualität von häufig von Schiffen befahrenen Habitaten für diese Art erheblich verringert.

2.5 Beeinträchtigungen („Threats“)

Trauerenten sind in ihrem Verbreitungsbereich zwischen Brut-, Mauser- und Überwinterungsgebieten verschiedenen anthropogen verursachten Beeinträchtigungen ausgesetzt, von denen die wichtigsten im Folgenden kurz beschrieben sind.

Fischerei

Von der Fischerei resultieren verschiedene direkte und indirekte Beeinträchtigungen für tauchende Meerestenten und damit auch Trauerenten. Neben Ausbeutung und Beeinträchtigung der benthischen Nahrungsressourcen durch die Muschelfischerei (LEOPOLD 1993, LEOPOLD et al. 1995, KEAR 2005) und der direkten Störung der Trauerenten durch Fischereifahrzeuge, ist insbesondere das Ertrinken von tauchenden Seevögeln als Beifang in der passiven Meeresfischerei (u.a. Stellnetze) als große Gefahr für die betroffenen Arten zu nennen (ŽYDELIS et al. 2009, BELLEBAUM 2011). Für tauchende Meerestenten wie die Trauerente sind hier vor allem Grund-Kiemennetze, wie sie in weiten Bereichen der Küstengewässer der Ostsee genutzt werden, eine tödliche Gefahr. Aber auch in den Küstengewässern der Nordsee ist der Beifang in Stellnetzen ein Thema. So berichten etwa DURINCK et al. (1993), dass in der dänischen Nordsee in einer Nacht an einem einzigen Standort allein mehrere hundert Trauer- und Samtenten in Fischnetzen ertrunken sind. Da der Beifang von Vögeln in der Meeresfischerei nur unzureichend dokumentiert ist, existieren keine genauen Angaben über die Gesamtzahlen betroffener Vögel. ŽYDELIS et al. (2009) schätzen jedoch basierend auf mehreren Einzelstudien die Gesamtzahl der pro Jahr als Beifang zu Tode gekommenen Wasservögel in Nord- und Ostsee auf 100.000 – 200.000 Vögel, darunter mehrere Tausend Trauerenten. Es gibt Hinweise darauf, dass die durch Beifang zusätzlich hervorgerufene Mortalität für einige tauchenden Wasservogel-Arten sogar einen Effekt auf Populationsebene haben kann (ŽYDELIS et al. 2009).

Auch wenn Stellnetzfisherei momentan im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer keine große Rolle spielt, ist sie dennoch für Netze bis 1,20 m erlaubt. Weiterhin stellen dänische Trawler im Sylter Außenriff, das auch von Trauerenten im Winter genutzt wird, zeitweise Stellnetze auf. Diese Stellnetzfisherei kann für Trauerenten zur oben genannten Mortalität führen. Der Fang von Trog- und Herzmuscheln ist zurzeit im Nationalpark ausgesetzt, jedoch nicht vollständig verboten. Bei dieser Art der Fischerei können die Nahrungsgrundlagen der Trauerenten stark geschädigt werden.

Jagd

Die Trauerente ist in der Europäischen Union gemäß Anhang II der EU-Vogelschutzrichtlinie eine jagdbare Wasservogelart und entsprechend auch in Deutschland als jagdbare Art im Bundesjagdgesetz ausgewiesen (Wildenten – Anatinae). Allerdings sind in den entsprechenden deutschen Küsten-Bundesländern keine Jagdzeiten für die Trauerente definiert, weshalb die Art in Deutschland nicht bejagt wird. In einigen Ländern ihres Verbreitungsgebiets wird die Trauerente jedoch regelmäßig bejagt (z.B. BREGNBALLE et al. 2006, NOER et al. 2009, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). MOOIJ (2005) gibt für die Staaten der Europäischen Union eine jährliche Gesamtzahl von 5.682 geschossenen Trauerenten pro Jahr an. Damit ist die Trauerente im Vergleich zu anderen Tauch- und Meerestentenarten zu einem geringeren Grad von Bejagung betroffen (z.B. Eiderente: 116.299 Ind., Schellente 122.130 Ind. pro Jahr), und die Anzahl der allein in der EU jährlich geschossenen Trauerenten pro Jahr entspricht etwa 1 % ihrer biogeografischen Population (550.000 Ind., WETLANDS INTERNATIONAL 2013).

Verölung

Trauerenten kommen in ihren marinen Rastgebieten, insbesondere während der Mauser, stark aggregiert vor. Dies macht diese Art höchst anfällig gegenüber Verölung infolge einer Havarie in ihrem Aufenthaltsgebiet (GORSKI et al. 1977, NIKOLAEVA et al. 2006). Jedoch sind für tauchende Meerestenten in ihrem gesamten Vorkommensgebiet auch die kontinuierliche Ölverschmutzung der Meere (z.B. LARSSON & TYDÉN 2005) sowie Habitatverlust und Störung durch Explorationsaktivitäten der Ölindustrie (NIKOLAEVA et al. 2006, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013) ein bleibendes Problem. An der deutschen Nordseeküste kam es etwa bei der Havarie des Frachters ‚Pallas‘ 1998 vor Amrum zu hohen Verlusten bei Trauerenten durch Verölung, obwohl die ausgetretene Ölmenge vergleichsweise gering war (MENDEL et al. 2008). Auch beschreiben FLEET et al. (2003) für Untersuchungen in den Wintern 2000/2001 und 2001/2002, dass mit die höchsten Verölungsraten der erfassten Vogelarten bei der Trauerente festzustellen waren.

Störung

Die Trauerente ist neben Seetauchern die Art, die im marinen Bereich mit am empfindlichsten auf anthropogene Störungen reagiert. So zeigen Trauerenten sehr hohe Fluchtdistanzen und starke Fluchtreaktionen gegenüber herannahenden Schiffen (z.B. CAMPHUYSEN et al. 1999, LARSEN & LAUBEK 2005, BELLEBAUM et al. 2006, MENDEL et al. 2008, SCHWEMMER et al. 2011). Dies führt dazu, dass Routen mit hohem Schiffsverkehr gemieden werden (HÜPPOP et al. 2004, MENDEL et al. 2008). Weiterhin kann Schiffsverkehr zu einer Zerschneidung des Lebensraums führen. Fluchtreaktionen erhöhen den Energieverbrauch und verringern die zur Nahrungsaufnahme zur Verfügung stehende Zeit, was insbesondere während der energieintensiven Mauser zu Beeinträchtigung führt (MENDEL et al. 2008). Im Bereich des VSch-Gebiets westlich der Küstenlinie kommen v.a. Fischereifahrzeuge (Krabbenkutter, Muschelkutter) vor. Insgesamt ist das Schiffsvorkommen in diesen Bereichen nur mäßig. Befahrensbeschränkungen im Bereich des Vschgebietes existieren bislang nicht.

In ihren Überwinterungsgebieten in Nord- und Ostsee sind Trauerenten auch zunehmend vom Ausbau der Offshore Windenergie betroffen (GARTHE & HÜPPOP 2004). Trauerenten zeigen zumindest in den ersten Jahren nach dem Bau von Offshore-Windparks eine starke Meidungsreaktion der Windparkbereiche (KEAR 2005, FOX & PETERSEN 2006, PETERSEN 2006). Peterson & Fox (2007) konnten allerdings zeigen, dass Trauerenten nach fünf Betriebsjahren den Windpark Horns Rev I zunehmend zur Nahrungssuche nutzten. Ob dies ein Gewöhnungseffekt oder eher eine Verlagerung von Nahrungsressourcen war, konnten jedoch nicht eindeutig geklärt werden. Neben diesem indirekten Habitatverlust durch die Störwirkung von anthropogenen Strukturen im marinen Bereich kann von derartigen Strukturen eine Barrierewirkung ausgehen (PETERSEN et al. 2006, BLEW et al. 2008, LEOPOLD et al. 2010) und das Umfliegen dieser Barrieren kann zu zusätzlichen energetischen Kosten führen. Zeigen Vögel verminderte Vermeidungsreaktionen, etwa aufgrund von mangelnder Sicht, besteht weiterhin ein Kollisionsrisiko mit derartigen Strukturen (z.B. HÜPPOP et al. 2009, AUMÜLLER et al. 2011). Offshore-Windparks sind im Bereich des VSch-Gebiets „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ nicht geplant, jedoch angrenzend an dieses VSchG befindet sich das VSch-Gebiet „Östliche deutsche Bucht“, in dem Trauerenten vorkommen und in dem der Offshore-Windpark Butendiek geplant ist.

Habitatverlust und -veränderung

Die küstennahen marinen Habitate der Trauerente sind von vielfältigen anthropogen verursachten Veränderungen betroffen. Zwar sind die Einträge von Nährstoffen und vieler toxischer Substanzen in den vergangenen Jahren rückläufig, dennoch beeinflussen die Einträge und bereits vorhandenen Substanzen die Lebensräume und bedrohen in manchen Gebieten die Brutgebiete der Trauerente (KEAR 2005).

Trauerenten ernähren sich benthivor vorwiegend von Muscheln und sind in ihrem marinen Verbreitungsgebiet damit auf Habitate angewiesen, in denen ausreichend Nahrung vorhanden und profitabel erreichbar ist. Verschiedene Aktivitäten des Menschen führen zu z.T. sehr starken Habitatveränderungen. So wurden nach Einsetzen der intensiven Trogmuschel-Fischerei vor den Westfriesischen Inseln starke Bestandsrückgänge bei der Trauerente beobachtet (LEOPOLD 1993, LEOPOLD et al. 1995, MENDEL et al. 2008). Auch über Sedimentabbau können große Muschelvorkommen und damit Nahrungshabitate von Trauerenten binnen kurzer Zeit nachhaltig verändert und degradiert werden (MENDEL et al. 2008). Bauwerke wie Offshore-Windkraftanlagen führen zu direkten Habitatverlusten sowie zu Veränderungen der Bodenstruktur (z.B. Entstehung künstlicher Riffe).

Klimawandel

Es ist davon auszugehen, dass es im Zuge des Klimawandels zu weiträumigen Habitatveränderungen kommt, die die Verbreitung und den Bestand der Trauerente beeinflussen können. Skov et al. (2011) beschreiben für die Ostsee bereits aktuell eine nordwärts-gerichtete Verschiebung der Winterverteilung verschiedener Wasservogelarten, unter anderem auch der Trauerente.

3 VERBREITUNG DER TRAUERENTE AN DER SH-NORDSEEKÜSTE (ERGEBNISSE DER FLUGZEUGERFASSUNGEN)

3.1 Erfassungsmethodik

Da Trauerenten eine hohe Fluchtdistanz gegenüber Störungen haben, ist diese Vogelart schwierig zu erfassen. Von Schiffszählungen ist bekannt, dass die Enten in Entfernungen von z.T. über einem Kilometer vor dem Schiff aufliegen und vor dem Schiff flüchten (BELLEBAUM et al. 2006). Die Erfassung aus dem Flugzeug ist aufgrund der hohen Geschwindigkeit, mit der die Trupps überflogen werden und aufgrund der hohen möglichen Gebietsabdeckung am besten für die Erfassung von Trauerenten geeignet und wurde daher für diese Untersuchungen ausgewählt. Insgesamt wird angenommen, dass der Fehler der Flugzeugbasierten Zählungen im Vergleich mit dem anderer Methoden gering ist.

Für die Erfassung der Trauerenten aus dem Flugzeug wurde ein zweimotoriges hochflügeliges Propellerflugzeug (Partenavia P68) genutzt, das auf den Sitzen hinter Pilot und Copilot mit nach außen gewölbten Fenstern, sogenannten „bubble-windows“ ausgestattet ist (Abb. 3.2). Die Erfassung erfolgte entlang paralleler Transekte bei einer Geschwindigkeit von 100 kn (180 km/h) in einer Höhe von 250 ft (76 m). Ein GPS zeichnete alle 3 Sekunden (alle 150 m) die Position auf und drei erfahrene Beobachter sprachen kontinuierlich alle Vogelbeobachtungen auf ein Diktafon. Ein Beobachter saß auf der linken Seite hinter dem Piloten (1. Hauptzähler), ein zweiter Beobachter saß auf der rechten Seite hinter dem Copiloten-Sitz (2. Hauptzähler) und ein dritter Beobachter saß hinter diesen und erfasste abwechselnd parallel zu einem der beiden vor ihm sitzenden Hauptzähler (Kontrollzähler). Die Unabhängigkeit der von den einzelnen Zählern erhobenen Daten ist sichergestellt, da die Zähler sich aufgrund der Lautstärke im Flugzeug und des Gehörschutzes während der Erfassung gegenseitig nicht hören konnten. Je Beobachtung wurden Art, wenn möglich Alter und Geschlecht, Anzahl, Verhalten (schwimmend, fliegend, flüchtend, tauchend), Abstand zur Transektlinie (in Abstandsklassen, sogenannten Transektbändern) und die sekundengenaue Uhrzeit anhand mit der GPS-Zeit (UTC) synchronisierter Digitaluhren festgehalten. Hierdurch konnten jeder Beobachtung bei der Datenauswertung durch die Verknüpfung von Beobachtungs- und GPS-Zeit Koordinaten zugewiesen werden. Auf jeder Seite des Flugzeugs wurden parallel zur Flugrichtung vier Abstandsklassen („Bänder“) definiert, deren Grenzen mit Hilfe von Winkelmessern bestimmt werden (Abb. 3.1). Ab September 2010 wurde das bisherige Band A in die Bänder A1 und A2 (Winkel 40°) unterteilt (Abb. 3.1, rechte Hälfte), um eine differenziertere Datengrundlage für die Auswertung der Daten nach Distance (THOMAS et al. 2010) zu ermöglichen.

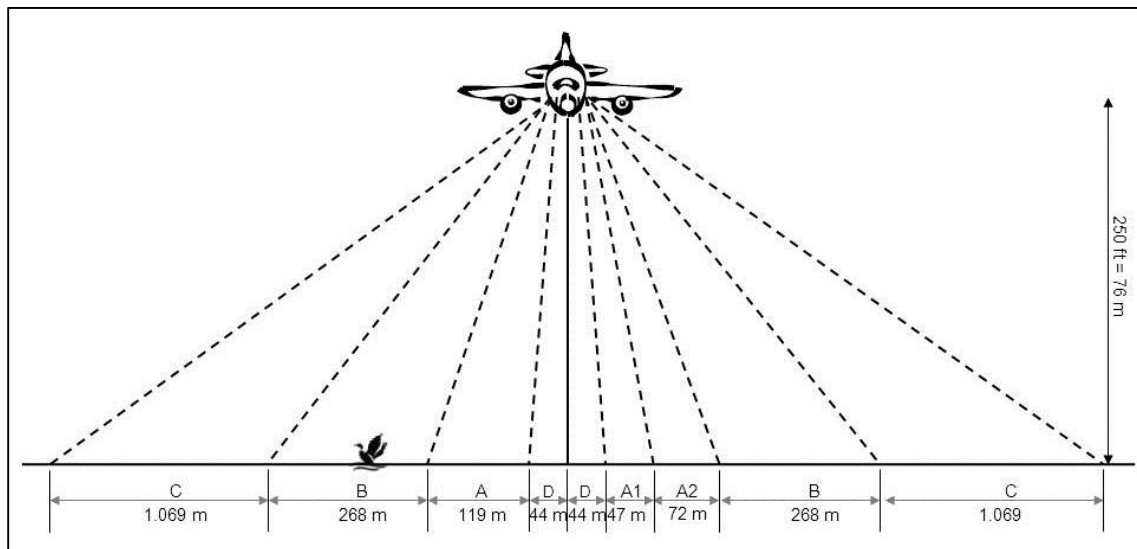


Abb. 3.1 Mit Hilfe von Winkelmessern eingemessene Transektbänder bei einer Flughöhe von 76 m. Band D: 90°-60° (Entfernung zur Transektlinie: 0-44 m, Bandbreite: 44 m; dieses Transektband ist nur von den „Bubble-windows“ aus einzusehen), Band A: 60°-26° (Entfernung zur Transektlinie: 45-164 m, Bandbreite: 119 m), Band B: 25°-10° (Entfernung zur Transektlinie: 165-431 m, Bandbreite: 268 m), Band C: > 10° (Entfernung zur Transektlinie: > 431 m, Bandbreite 1.069 m). Seit September 2010 wird das Band A unterteilt in die Bänder A1 und A2 (40°, Entfernung zur Transektlinie: 91 m).

Da nur den beiden vorderen Beobachtern gewölbte Fenster zur Verfügung standen (Abb. 3.2), war das Transektband D nur für diese, nicht aber für den dahinter sitzenden dritten Beobachter einsehbar. Da Trauerenten z.T. auch vor dem Flugzeug flüchteten, wurde bei den Erfassungen Wert darauf gelegt, dass die Zähler durch die bubble-windows nach vorne zählten, um möglichst ungestörte Bestände zu erfassen, damit eine Zuordnung zu den Transektbändern dem tatsächlichen Aufenthaltsort der Trauerenten entspricht und nicht schon durch das Flugzeug gestörte Individuen einem falschen Transektband zugeordnet wurden.

Die Erfassung von Seevögeln kann durch Seegang und ungünstige Sichtbedingungen erheblich eingeschränkt werden. Daher wurden Flüge nur bei guten Sichtbedingungen, das heißt bei einer maximalen Windgeschwindigkeit von 10 kn (5 m/s) und bei einer Sichtweite von mindestens 5 km durchgeführt. Da sich Wetterbedingungen auf See schnell ändern können, registrierten die Beobachter zu jedem Transektanfang und wann immer sich die Bedingungen änderten, die Stärke des Seegangs auf einer siebenstufigen Skala (PETERSEN 1927), Sichtbedingungen abhängig von eventuellem Gegenlicht oder Reflexion auf der Wasseroberfläche (1 = gut, 2 = moderat, 3 = nicht ausreichend) und Grad der Bewölkung in Achteln. Beobachtungen, die unter nicht optimalen Bedingungen erfolgten (Seegang > 3, Reflexion = 3 oder Sicht < 5 km), wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt, und der Flugaufwand wurde dementsprechend korrigiert.



Abb. 3.2 Beobachtungssituation mit gewölbten Fenstern ("bubble-window").

Bis März 2011 und wiederum ab Juni 2011 umfasste das Transektdesign 32 Transekte mit einer Länge von 23 bis 40 km in einer Ost-West-Ausrichtung (Abb. 3.3). Der Abstand der Transekte zueinander betrug 3 km und die effektive Zählstrecke betrug 900 km. Mit den Wendeschleifen und dem An- und Abflug betrug die Gesamtflugstrecke über 1.100 km. Von März bis Mai 2011 wurde in Absprache mit dem LKN das Transektdesign geändert, da immer wieder große Trauerentrupps weit im Westen beobachtet worden waren, die durch das ursprüngliche Transektdesign nicht abgedeckt wurden. Deshalb wurden die Transekte nach Westen hin verlängert, dafür wurde nur noch jede zweite Transektlinie geflogen (Abb. 3.4). Der Abstand der Transekte betrug bei diesem geänderten Transektdesign also 6 km und die Länge der Transekte lag zwischen 50 und 60 km. Die effektive Zählstrecke betrug 870 km, der Gesamtflugaufwand etwa 1.000 km. Für die Erfassung der Sommerverbreitung der Trauerenten, wurde die Befliegung ab Juni 2011 wieder im ursprünglichen Transektdesign durchgeführt. Dieses Transektdesign wurde bis zum Ende der Erfassungen im März 2012 beibehalten.

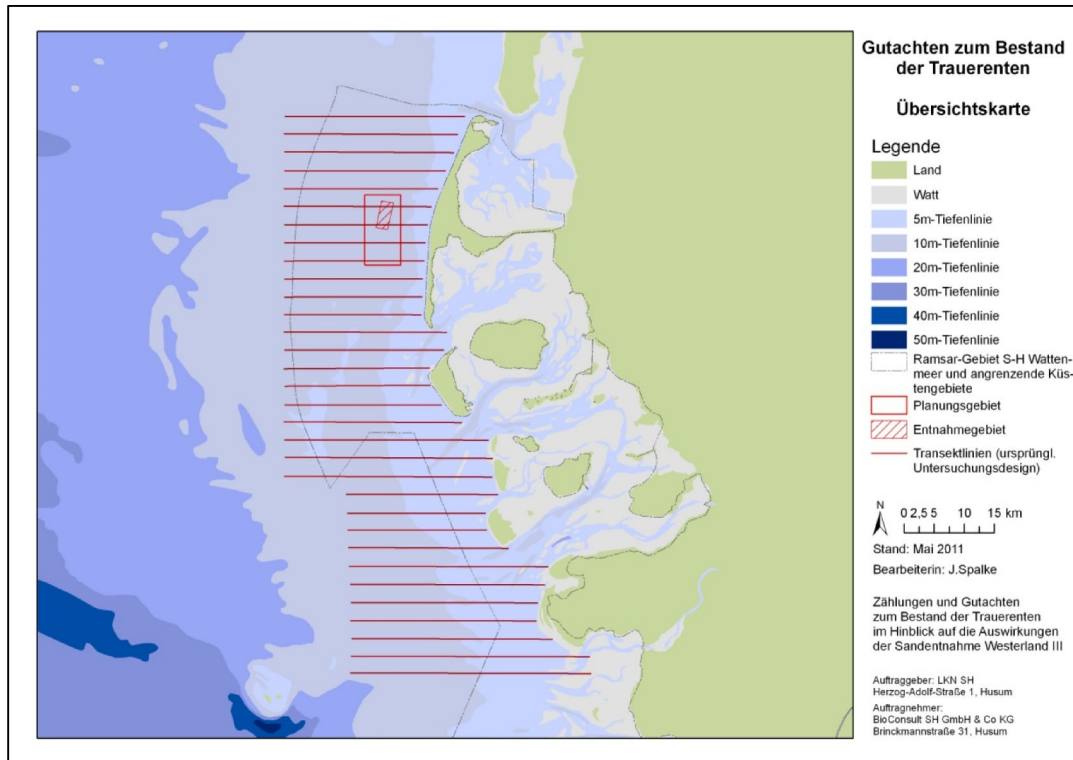


Abb. 3.3 Transektdesign zur Erfassung der Trauerente zwischen Februar 2010 und Februar 2011.

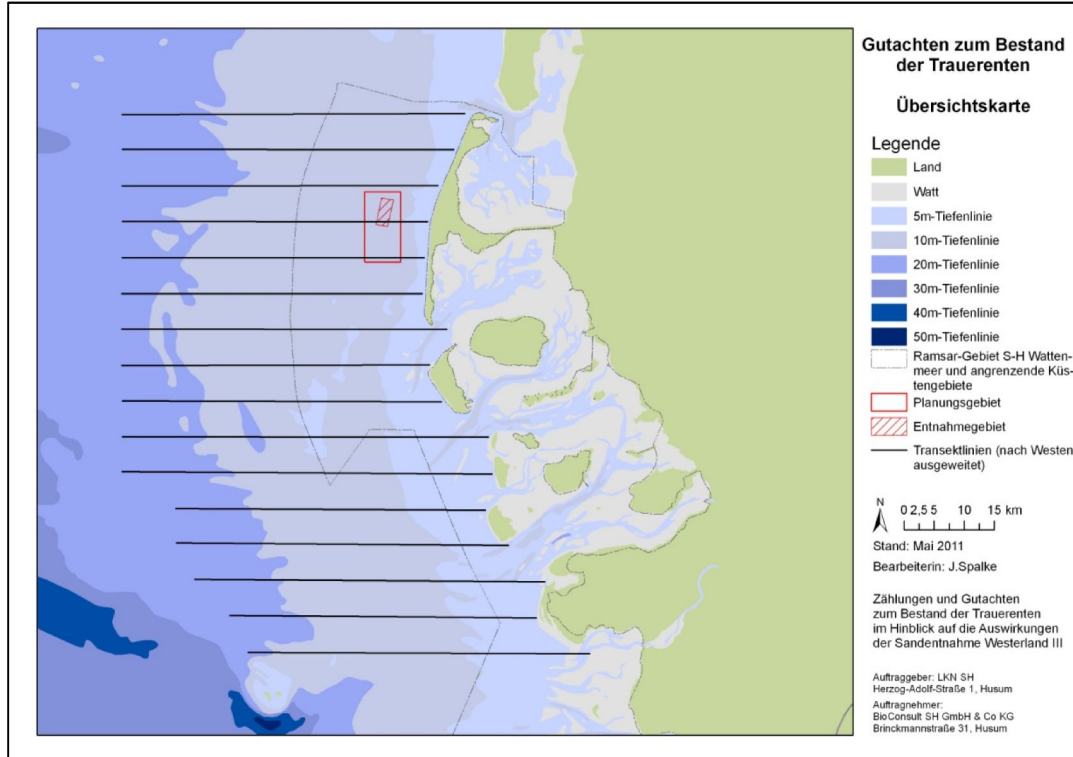


Abb. 3.4 Modifiziertes Transektdesign mit nach Westen verlängerten Transekten zur Erfassung der Verbreitungsgrenze der küstenfern im Untersuchungsgebiet überwinterrnden Trauerenten.

3.2 Datenaufbereitung und Dichteberechnung

Für die Auswertung der Daten wurden nur Sichtungen der beiden Zähler an den „bubble-windows“ verwendet, die unter guten bis moderaten Beobachtungsbedingungen erzielt worden waren. Diese Sichtungen wurden mit einem 3x3 km-Raster, das über das Untersuchungsgebiet gelegt worden ist, im GIS verschnitten, um die Anzahl der Trauerenten in den einzelnen Rasterzellen pro Flug zu ermitteln. Weiterhin wurde der Flugaufwand jeden Fluges mit dem 3x3 km-Raster verschnitten, um die zurückgelegte Flugstrecke pro Rasterzelle und Flug zu erhalten. Für jeden Flug lagen somit für jede Rasterzelle die Anzahl der gesichteten Trauerenten sowie die jeweilig pro Rasterzelle unter auswertbaren Bedingungen zurückgelegte Flugstrecke vor.

Zur Ermittlung der Bedeutung der einzelnen Rasterzellen in den verschiedenen Monaten mussten aufwandsbereinigte Individuensummen berechnet werden. Dazu wurden die Summen der in den jeweiligen Monaten in den einzelnen Rasterzellen gezählten Tiere ermittelt und durch die Länge der Flugstrecken innerhalb der Rasterzelle dividiert. Dadurch ergibt sich eine aufwandsbereinigte Individuenzahl für jede Rasterzelle. Darüber hinaus wurde der Maximalwert der in einem Monat in einer Rasterzelle gezählten Tiere ermittelt.

Zur Berechnung von Individuendichten sind die tatsächlich gezählten Tiere allerdings nur bedingt geeignet, da die Sichtungswahrscheinlichkeit von verschiedenen Faktoren abhängt. Dazu zählt u.a. die Entfernung zum Flugzeug, Faktoren wie Wellengang oder Lichtreflexion, aber auch Verhaltensmuster der Enten wie Auffliegen oder Abtauchen. Dadurch kann die tatsächliche Anzahl von Trauerenten in einer Rasterzelle geringer sein als die gezählte Anzahl.

Um diese methodischen Artefakte zu korrigieren, wurden in der Vergangenheit verschiedene Modelle zur Dichteberechnung entwickelt. Dabei werden die unterschiedlichen Sichtungswahrscheinlichkeiten in den einzelnen Erfassungsbändern berücksichtigt. Allerdings erschwert die hohe Geschwindigkeit des Flugzeugs die Zuordnung von Anzahlen zu Transektbändern, wenn diese Trupps über mehrere Bänder hinausreichen. Hier kann es zu falschen Einordnungen in die Transektbänder kommen, was zu einer Ungenauigkeit bei der Dichteberechnung führt.

Bei der Dichteberechnung nach StUK3 (BSH 2007) werden nur die Sichtungen aus Band A ausgewertet und auch nur auf das Band A als abgesuchte Fläche bezogen (Abb. 3.5). Daher werden Sichtungsdaten aus den Bändern B, C und D bei dieser Methode nicht berücksichtigt. Da nach dieser Methode angenommen wird, dass die Sichtungswahrscheinlichkeit im gesamten Band A 100 % beträgt, jedoch die Wahrscheinlichkeit Tiere zu übersehen mit zunehmender Entfernung zum Beobachter zunimmt, werden die berechneten Zahlen im allgemeinen als Mindestwerte angesehen. Das Band A hat eine Breite von 119 m (Abb. 3.5). Der Erfassungsaufwand (abgesuchte Fläche) errechnet sich entsprechend aus geflogener Strecke innerhalb der jeweiligen Rasterzelle multipliziert mit 2x119 m bei beidseitiger Erfassung oder aus geflogener Strecke multipliziert mit 1x119 m, wenn z.B. blendendes Gegenlicht durch reflektierten Sonnenschein oder zu starke Wolkenreflexion von der Wasseroberfläche nur eine einseitige Erfassung auf der Sonnenabgewandten Seite zuließ (Abb. 3.5). Die Dichte berechnet sich für jede einzelne Rasterzelle wie folgt:

$$D \left[\frac{\text{Ind.}}{\text{km}^2} \right] = \frac{N \cdot TE}{\text{Flugstrecke [m]} * \text{Breite Band A [m]} * 2} * 1.000.000$$

wobei N_{TE} die Summe der Trauerenten-Sichtungen in Band A der jeweiligen Rasterzelle ist, die Flugstrecke [m] die zurückgelegte Strecke innerhalb der jeweiligen Rasterzelle ist und die Breite von Band A 119 m beträgt. Die Multiplikation mit zwei gilt nur, wenn auf beiden Seiten des Flugzeugs gute bis moderate Sichtbedingungen herrschten. Die errechneten Dichten in den Rasterzellen wurden kartografisch dargestellt.

Für die Auswertung mit Hilfe Distance-Samplings werden die Sichtungen aus allen Bändern innerhalb des Transekts einbezogen und eine ‚effective strip width‘ (ESW, effektive Streifenbreite) berechnet, die die Breite des Streifens angibt, der als Flächenbezug für die Dichteberechnung angewendet wird (Abb. 3.5). Hierdurch ergeben sich üblicherweise höhere Dichtewerte als bei der Berechnung nach StUK. Da in dieser Untersuchung jedoch die meisten Sichtungen in Band A (bzw. A1 und A2) vorlagen (Abb. 3.6), ergaben sich für die nach StUK errechneten Dichten leicht höhere Werte als für die Distance-korrigierten Zahlen.

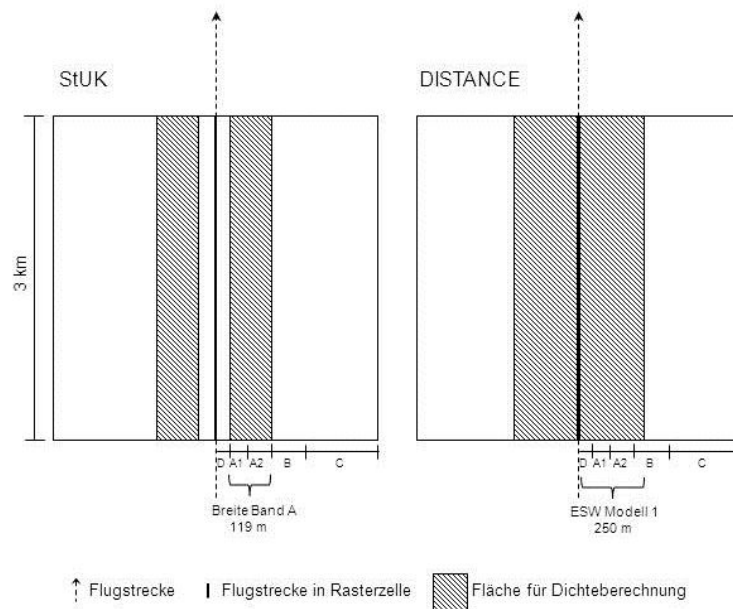


Abb. 3.5 Herleitung des Flächenbezugs für die Dichteberechnung nach StUK.

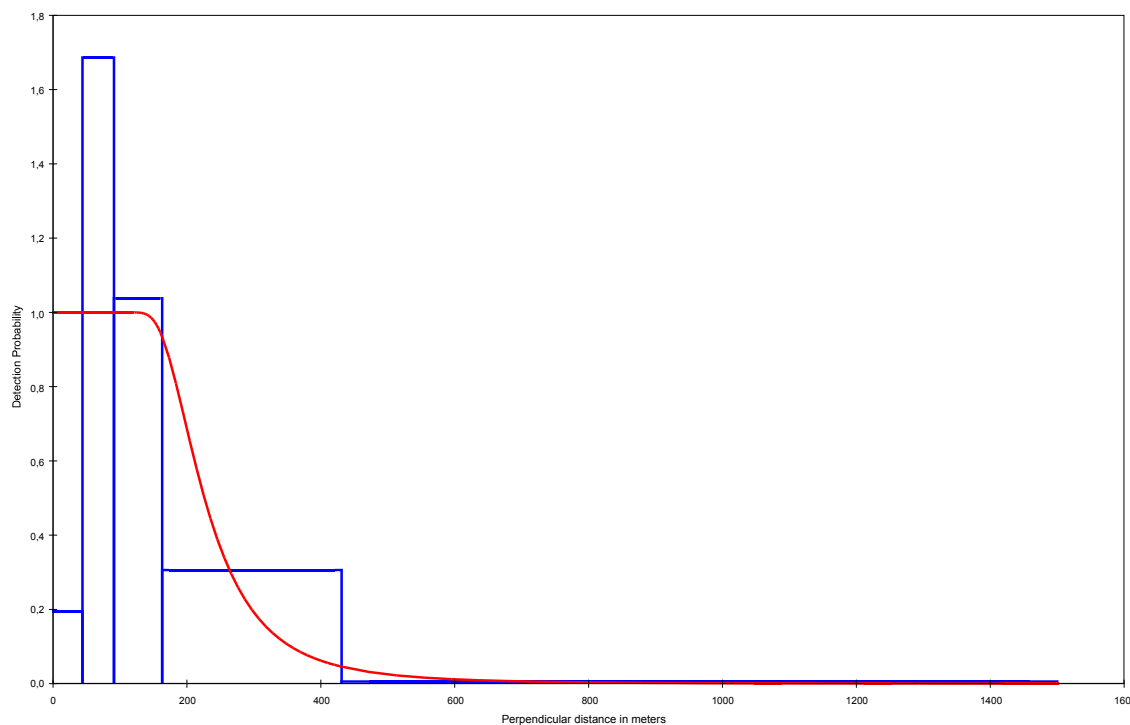


Abb. 3.6 Verteilung der Trauerenten in den Transektbändern D (0-44 m), A1 (45-91 m), A2 (92-163 m), B (164-431 m) und C (432-1.500 m) auf allen Flügen (blau) und Abnahme der Sichtungswahrscheinlichkeit (rot) nach DISTANCE. Key function: Hazard-rate, series expansion: Cosine, errechnete ESW: 251 m.

Für etwa die erste Hälfte aller durchgeführten Flüge wurde die Dichteberechnung mit dem Modell ‚Distance‘ parallel mit der Dichteberechnung nach StUK (BSH 2007) durchgeführt. Da die Ergebnisse der beiden Auswertungen jedoch sehr ähnlich waren und die StUK-Methodik für FFH-Verträglichkeitsprüfungen aus anderen Offshore-Verfahren anerkannt ist, wurde im weiteren Verfahren nur noch diese Art der Dichteberechnung durchgeführt.

Beide Modelle zur Dichteberechnung sind allerdings nur anwendbar, wenn die Enten bezogen auf die Fläche einer Rasterzelle von 3x3 km gleichmäßig genug verteilt sind, um aus dem vergleichsweise kleinen für die Auswertung herangezogenen Raum (nach StUK: rd 8 % der Rasterfläche; nach Distance: rd. 17 % der Rasterfläche) auf die Gesamtfläche zurückschließen zu können. Daher ist die Dichteberechnung nur für die Phase der Winterrast anwendbar, da dann die Tiere eher kleinere, stärker in der Fläche verteilte Trupps bilden. Vor allem in den Monaten April bis Juni treten die Tiere offenbar vermehrt in großen, eher vereinzelt Trupps auf, so dass der Fall eintreten kann, dass Trupps in Band B oder C gesichtet wurden, aber keine Tiere in Band A vorhanden waren. In diesem Fall beschreibt die berechnete Dichte nicht die tatsächliche Verteilung der Individuen.

In der Darstellung werden daher für die Monate der Winterrast die Dichteberechnungen (Kap. 3.4, Abb. 3.7), für die Monate der Mauser die tatsächlich gezählten Trauerenten sowie zusätzlich die gemäß StUK berechnete Dichte verwendet (s. Kap. 3.4, Abb. 3.12, Abb. 3.13).

3.3 Winterverbreitung und Überwinterungsbestand

Die über alle Flüge im Winterhalbjahr gemittelten Dichten zeigen die räumliche Verteilung der Trauerenten im Untersuchungsgebiet (Abb. 3.7). Dabei zeigt sich, dass innerhalb des Vogelschutzgebietes in fast jeder Zelle Trauerenten im Winter vorkommen. Ausnahmen hiervon bilden lediglich die Seegats (Hörnuntief, Hever, Rütergat), in denen hohe Strömungen vorkommen (s. hierzu auch Kap. 4.3, 5.4.3). Auch außerhalb des Vogelschutzgebiets sind Trauerenten gesichtet worden. Die Verbreitung reichte ziemlich genau bis an die 20 m-Tiefenlinie heran. Hohe Dichten wurden vor allem westlich von Sylt sowie weit im Westen an der 20 m-Linie festgestellt sowie vor den Außensänden Norderoogsand und Süderoogsand und westlich der Eidermündung. Ebenfalls konnten noch höhere Dichten über der Amrumbank festgestellt werden. Im südlichen Teil (etwa südlich vom Norderoogsand) nehmen die Dichten insgesamt ab.

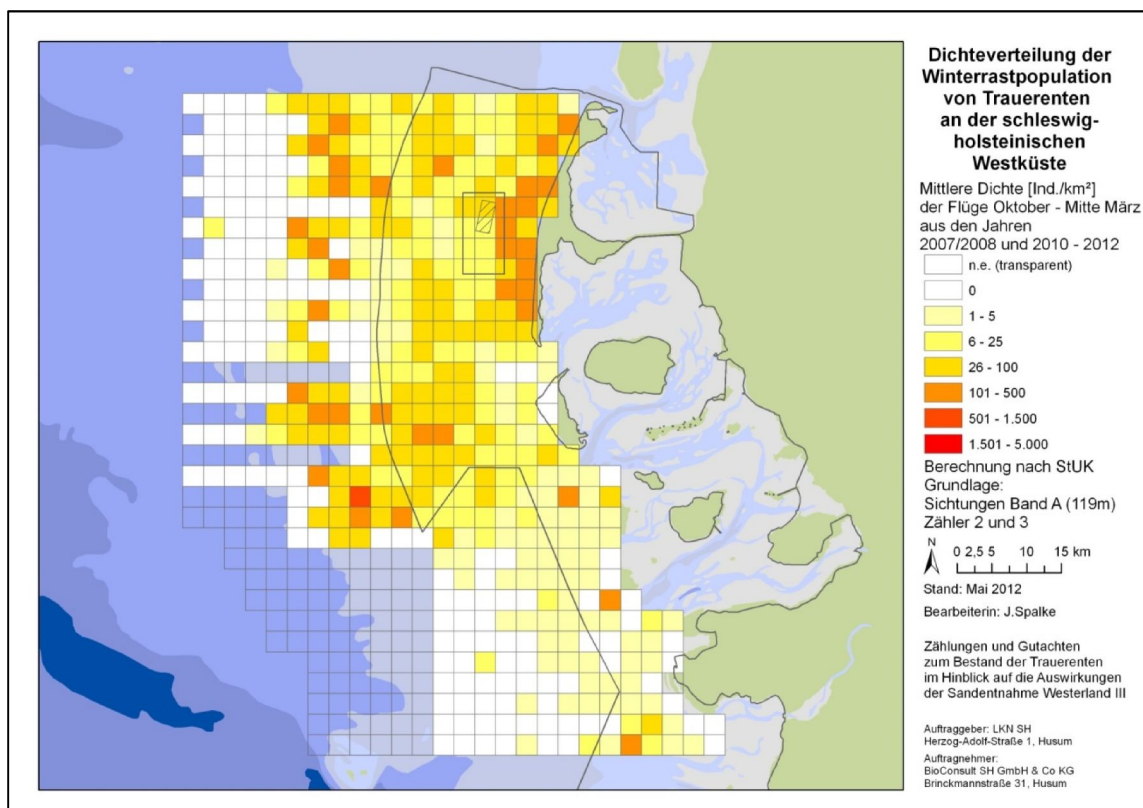


Abb. 3.7 Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste gemittelt für alle Winterflüge (Oktober – März) aus den Jahren 2007/2008 und 2010 – 2012. Berechnung nach StUK.

Um diese Unterschiede in der Verbreitung auch statistisch nachzuweisen, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt, in der Zellen mit ähnlichen Dichten zu einem Cluster zusammengefasst wurden und diese Cluster dann mithilfe einer ANOVA auf signifikante Unterschiede hin getestet wurden. Das Ergebnis der Clusteranalyse zeigt Abb. 3.8, das Ergebnis der ANOVA Abb. 3.9. Es lassen sich fünf Cluster unterscheiden (Abb. 3.8), von denen Cluster 5 das Cluster mit den höchsten Dichten ist; diese Dichten unterscheiden sich signifikant von den Dichten der anderen Cluster (Abb. 3.9). Cluster 3 beinhaltet die nächst höheren Dichten und deckt im Wesentlichen den nördlichen Bereich des Vogelschutzgebiets ab (Abb. 3.8). Auch dieses Cluster unterscheidet sich signifikant von den anderen Clustern (Abb. 3.9). Hingegen zeigen sich

zwischen Cluster 1, 2 und 4 keine signifikanten Unterschiede und insgesamt sind die Dichten in diesen Bereichen gering (Abb. 3.9).

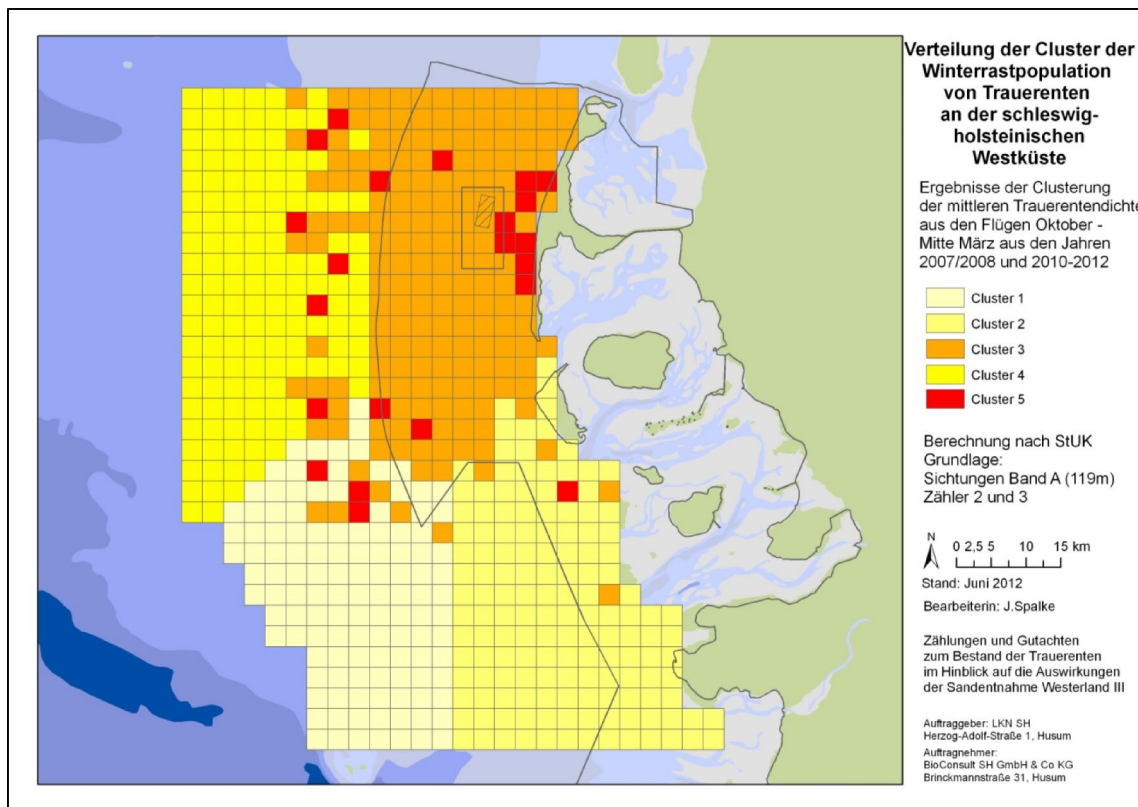


Abb. 3.8 Ergebnis einer Clusteranalyse der mittleren Trauerentendichte. Rasterzellen gleicher Farbe bilden ein Cluster.

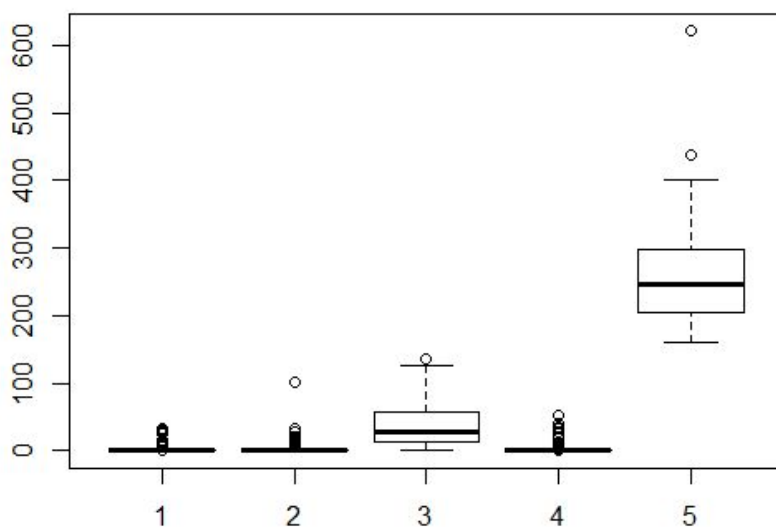


Abb. 3.9 Boxplot der mittleren Trauerentendichte pro Cluster.

Abb. 3.10 zeigt die mittleren Trauerenten-Dichten pro Winter-Flug für den Bereich des Vogelschutzgebiets. Dichten von über 50 Individuen pro km² wurden ab Oktober 2010 und bis Anfang

März 2011 erfasst. Im Winter 2011/2012 lagen die ermittelten mittleren Dichten erst ab Dezember um 50 Individuen pro km² und stiegen auch nicht weiter an.

Die maximale mittlere Dichte wurde am 08. Dezember 2010 ermittelt mit etwa 200 Trauerenten pro km². Ebenfalls wurden am 09. Februar 2011 hohe Dichten von Trauerenten erfasst, allerdings konnten bei diesem Flug nur sieben Transekte befliegen werden, da der Flug wegen Nebels abgebrochen werden musste. Daher ist dieser Flug nur bedingt aussagekräftig. Mittlere Dichten im Bereich zwischen 60 und 75 Trauerenten pro km² waren während des Winters 2010/2011 häufig, im Winter 2011/2012 kamen solche Dichten hingegen nicht vor, sondern lagen in niedrigeren Bereichen. Insgesamt lagen die Dichten im Winter 2011/2012 deutlich unter den Dichten, die im vorangegangenen Winter erfasst wurden.

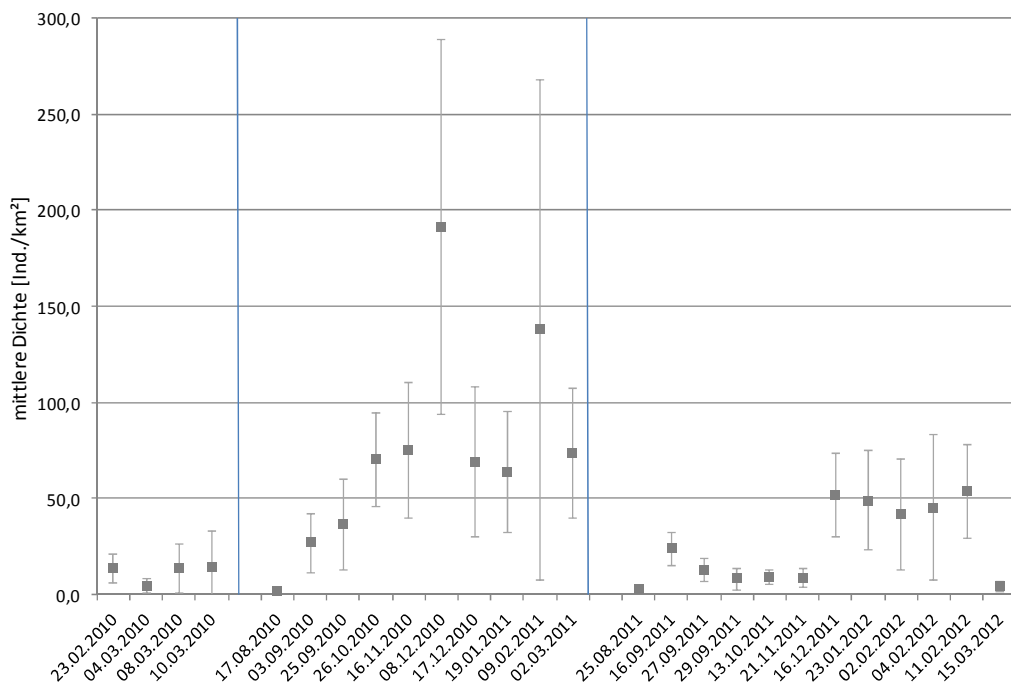


Abb. 3.10 Mittlere Dichten von Trauerenten im Vogelschutzgebiet zu Beginn der Befliegung (Anfang 2010), im Winter 2010/2011 sowie im Winter 2011/2012 mit Angabe der 95 %-Konfidenzintervalle. Berechnung nach StUK.

Die ermittelten mittleren Dichten können zur Berechnung des Trauerentenbestandes im Vogelschutzgebiet verwendet werden, indem die mittlere Dichte [Ind./km²] mit der Fläche des Vogelschutzgebiets multipliziert wird. Daraus ergibt sich die Gesamtanzahl der Trauerenten im Gebiet. Der Trauerentenbestand lag für die Flüge vom 26.10.2010, 16.11.2010, 08.12.2010 sowie 19.01.2010 aus dem 5. Zwischenbericht (GRÜNKORN et al. 2011) vor und wurde für die Flüge vom 16.09.2011, 16.12.2011, 23.01.2012 sowie 11.02.2012 neu berechnet (Tab. 3.1). Der 16.09.2011 wurde ausgewählt, da dieser Flug unter sehr guten Bedingungen stattgefunden hat und nach Angabe der Zähler die Größe der Trauerentrupps noch gut überschaubar war, so dass die an diesem Tag ermittelten Zahlen als sehr verlässlich eingeschätzt werden. Die drei anderen Flüge spiegeln die Verbreitung im Mittwinter (Dezember, Januar, Februar) wider.

Zwischen dem nördlichen und dem südlichen Teil des Vogelschutzgebiets konnten signifikante Unterschiede in der Trauerentendichte nachgewiesen werden (ANOVA: AIC = 1416,0 bzw. 1408,6; df = 1;

Chi² = 9,4; p < 0,01). Daher wurden eigene mittlere Dichten für den nördlichen Teil berechnet, in dem die Trauerentendichten signifikant höher lagen als im südlichen Teil.

Höchste Dichten und damit auch Bestände wurden für den Winter 2011/2012 für den Flug am 11.02.2012 errechnet. Hier ergibt sich ein Gesamtbestand im Vogelschutzgebiet von 97.829 ± 43.923 Trauerenten (Berechnung nach StUK (BSH 2007), Tab. 3.1). Dieser Bestand liegt deutlich niedriger als der für den Winter 2010/2011 berechnete Maximalbestand vom 08.12.2010 von 347.028 ± 176.963 Trauerenten (Tab. 3.1). Während für die aus dem Winter 2010/2011 betrachteten Flüge die berechneten Bestände für das Vogelschutzgebiet alle deutlich über 100.000 Trauerenten lagen (Tab. 3.1), zeigt sich für den Winter 2011/2012, dass die Bestände alle unter 100.000 Trauerenten lagen (Tab. 3.1). Die Unterschiede zwischen den Bestandsschätzungen für die beiden betrachteten Winter liegen in den geringeren Dichten im Winter 2011/2012 begründet (Abb. 3.10).

Tab. 3.1 *Mittlere Dichten mit Angabe des 95 %-Konfidenzwertes (CI) und daraus berechneter Bestand an Trauerenten im Vogelschutzgebiet, im nördlichen Teil des Vogelschutzgebiets sowie im Planungsgebiet für die Flüge aus dem Winter 2010/2011 und vier Flüge aus dem Winter 2011/2012.*

Datum	Vogelschutzgebiet Fläche 1.815 km ²		Vogelschutzgebiet nördlicher Teil Fläche 1.311 km ²	
	Mittlere Dichte ± CI [Ind/km ²]	Mittlerer Bestand ± CI	Mittlere Dichte ± CI [Ind/km ²]	Mittlerer Bestand ± CI
26.10.2010	70,4 ± 24,4	127.776 ± 44.286	86,8 ± 30,6	113.795 ± 40.117
16.11.2010	75,1 ± 34,9	136.307 ± 63.344	94,1 ± 43,6	123.365 ± 57.160
08.12.2010	191,2 ± 97,5	347.028 ± 176.963	188,0 ± 99,2	246.468 ± 130.051
19.01.2011	63,9 ± 31,4	115.979 ± 56.991	88,5 ± 45,0	116.024 ± 58.995
16.09.2011	23,8 ± 8,8	43.197 ± 15.972	22,1 ± 10,6	28.973 ± 13.897
16.12.2011	51,8 ± 22,0	94.017 ± 39.930	47,2 ± 20,6	61.879 ± 27.007
23.01.2012	49,1 ± 26,0	89.117 ± 47.190	48,4 ± 28,2	63.452 ± 36.970
11.02.2012	53,9 ± 24,2	97.829 ± 43.923	72,6 ± 32,2	95.179 ± 42.214

3.4 Sommerverbreitung

Während die adulten Tiere im März die Deutsche Bucht zur Brut verlassen, verbleiben einige Nicht-Brüter teilweise in der Nordsee. Etwa ab Mitte Juli kommen die adulten Männchen zurück, ab September erscheinen auch die Weibchen mit den Jungvögeln an der deutschen Küste (Abb. 3.11).

Während der Sommermonate findet die Mauser statt. Aufgrund der dann fehlenden Flugfähigkeit und damit auch größeren Störfähigkeit der Tiere ist die Flügelfedermauser von besonderer Bedeutung. Nach HENNIG & ESKILDSEN (2000, Abb. 3.11) mausern ab Mitte Juni bis Ende Juli die Nicht-Brüter. Von Mitte Juli bis Ende September schließen sich die adulten Männchen an, die sich zeitlich teilweise mit den brütenden Weibchen überlagern, die zwischen September und Ende Oktober mausern. Als Mauserzeitraum wird insgesamt der Zeitraum zwischen Ende Juni und Ende Oktober bezeichnet (nach HENNIG 2001).

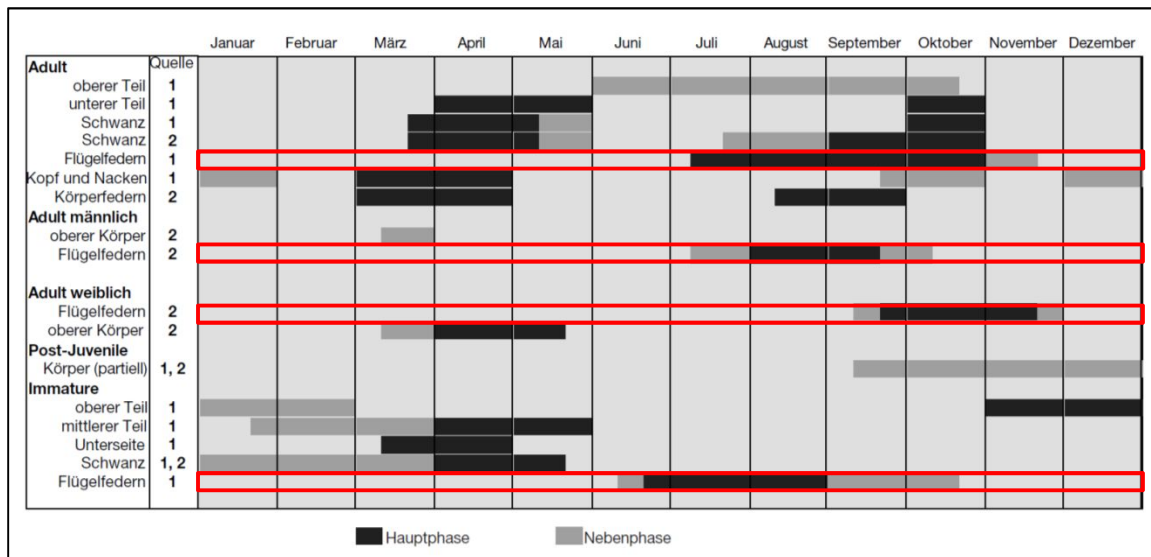


Abb. 3.11 Verschiedene Mauserzeiten und –stadien der Trauerente. Der Prozess wird von den Autoren unterschiedlich angegeben. Die Flügelfedermauser ist durch rote Rahmen hervorgehoben. (Quelle: CRAMP & SIMMONS 1987 = 1, VON BLOTZHEIM 1969 = 2). Aus: HENNIG & ESKILDSEN 2000.

Aufgrund der methodischen Schwierigkeiten der Dichteberechnung ist die Ermittlung von Bestandszahlen für die Sommermonate nicht möglich. Wo sich die Immaturen sonst aufhalten und auch über andere wichtige Mausergebiete besteht einige Unklarheit. HENNIG (2001) gibt als weitere Mauserbereiche das Seegebiet nordwestlich von Rømø und südwestlich von Fanø an, beschreibt allerdings auch den gesamten Bereich zwischen Sylt und Blåvandshuk als bedeutend. Während der Trauerenten-Erfassungen für den Offshore-Windpark Butendiek wurden im Sommer zumindest küstenfern keine erhöhten Dichten in diesem Bereich festgestellt (Kap. 0, Abb. 3.21). Allerdings waren auch hier Trauerenten im Sommer anwesend.

Die Verbreitungskarten (Abb. 3.12, Abb. 3.13) zeigen durchgängig von März bis Oktober Trauerentenvorkommen vor Eiderstedt. Dabei zeigt sich eine deutliche Verschiebung der Vorkommen vor der Küste im Jahresverlauf. Bereits im März zeigen sich Ansammlungen von Tieren vor St. Peter-Ording. Dabei handelt es sich möglicherweise bereits um die nicht-ziehenden Tiere, die auch in den folgenden Monaten dort anzutreffen sind, während die übrigen Tiere aus dem nördlichen Teil des Erfassungsraums

bereits im April fast vollständig abgezogen sind. Während die Tiere im April und Mai, also dem Mauserzeitraum der Immaturren, fast ausschließlich vor Eiderstedt beobachtet wurden, wurden im Juni und Juli auch große Trupps vor dem Süderoogsand gesichtet. Auch hierbei handelte es sich teilweise um Mausertrupps, es können aber auch schon bereits gemauserte Immaturren, die den Bereich vor Eiderstedt bereits verlassen haben, darunter sein.

Von August bis September zeigt sich wiederum eine starke Zunahme der Beobachtungen vor Eiderstedt, während gleichzeitig auch der Bestand im nördlichen Teil des Gebiets zunimmt. Eine mögliche Erklärung wäre die Annahme, dass die Mauser der nun zurückkehrenden Adulten ebenfalls vor Eiderstedt stattfindet, während sich die durchgemauserten Tiere zunehmend in den nördlichen Teil des Gebiets verlagern. Dabei ist auffällig, dass sich die Tiere dort zunächst relativ küstennah aufhalten. Andererseits ist auch nicht ausgeschlossen, dass Teile der Population nicht vor Eiderstedt, sondern auch weiter nördlich mausern. Allerdings gibt es auf ein dortiges Mausergeschehen bisher keine Hinweise z.B. in Form angespülter Mauserfedern.

Im Oktober nimmt die Häufigkeit der Tiere vor Eiderstedt dann wieder ab, während im nördlichen Teil des Gebiets sich langsam die hohen Individuendichten der Winterrast einstellen. Es ist hier gegenüber den Daten aus dem September eine Verlagerung in küstenferne Gebiete (insbesondere der Bereich Amrumbank) festzustellen.

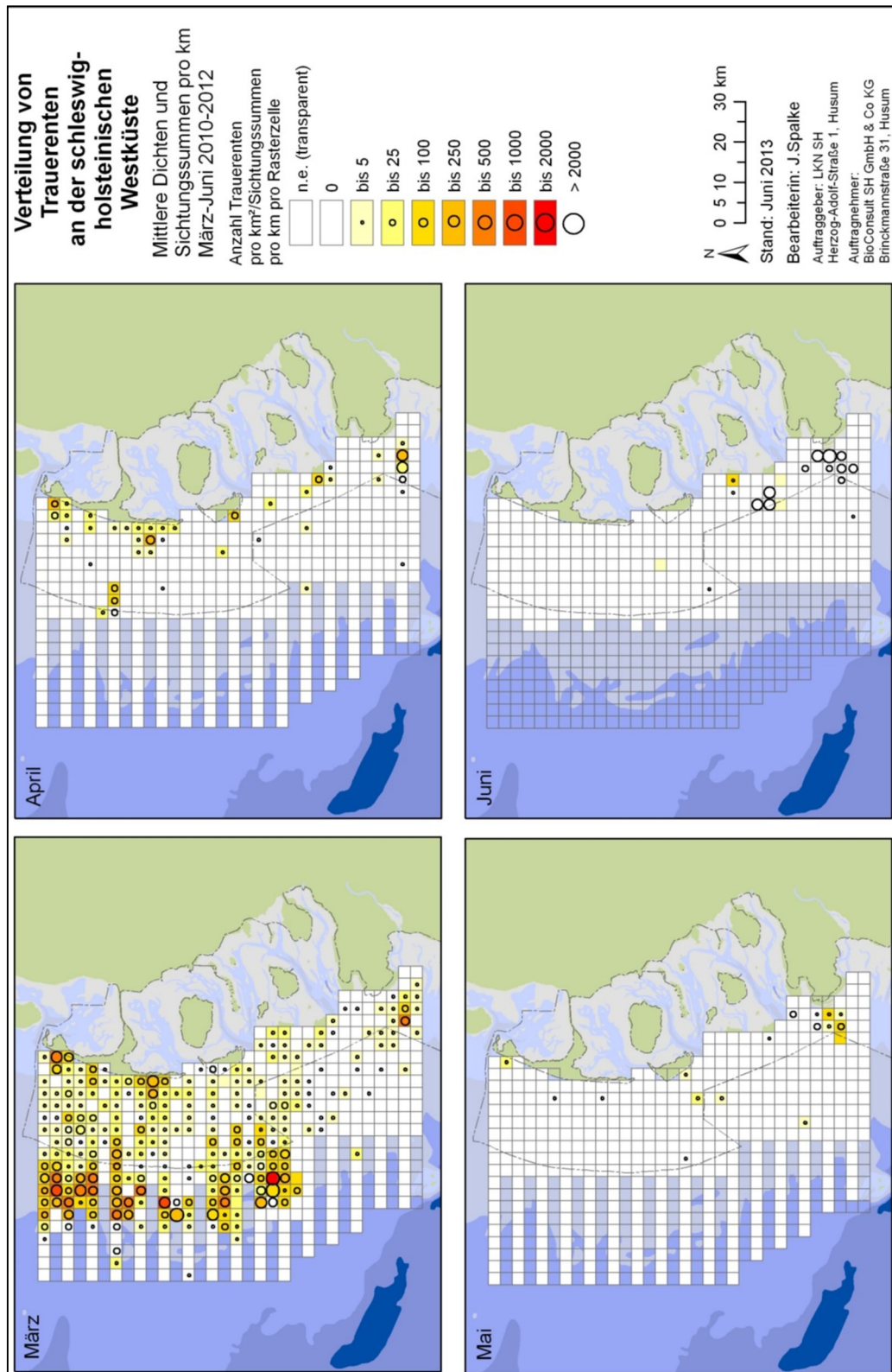


Abb. 3.12 Dichteverteilung und tatsächliche Sichtigungen pro geflogenem km von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste monatlich zusammengefasst für alle Flüge, die während der Mauserzeit stattgefunden haben (März - Juni) aus den Jahren 2010 – 2012. Dichteberechnung nach StUK.

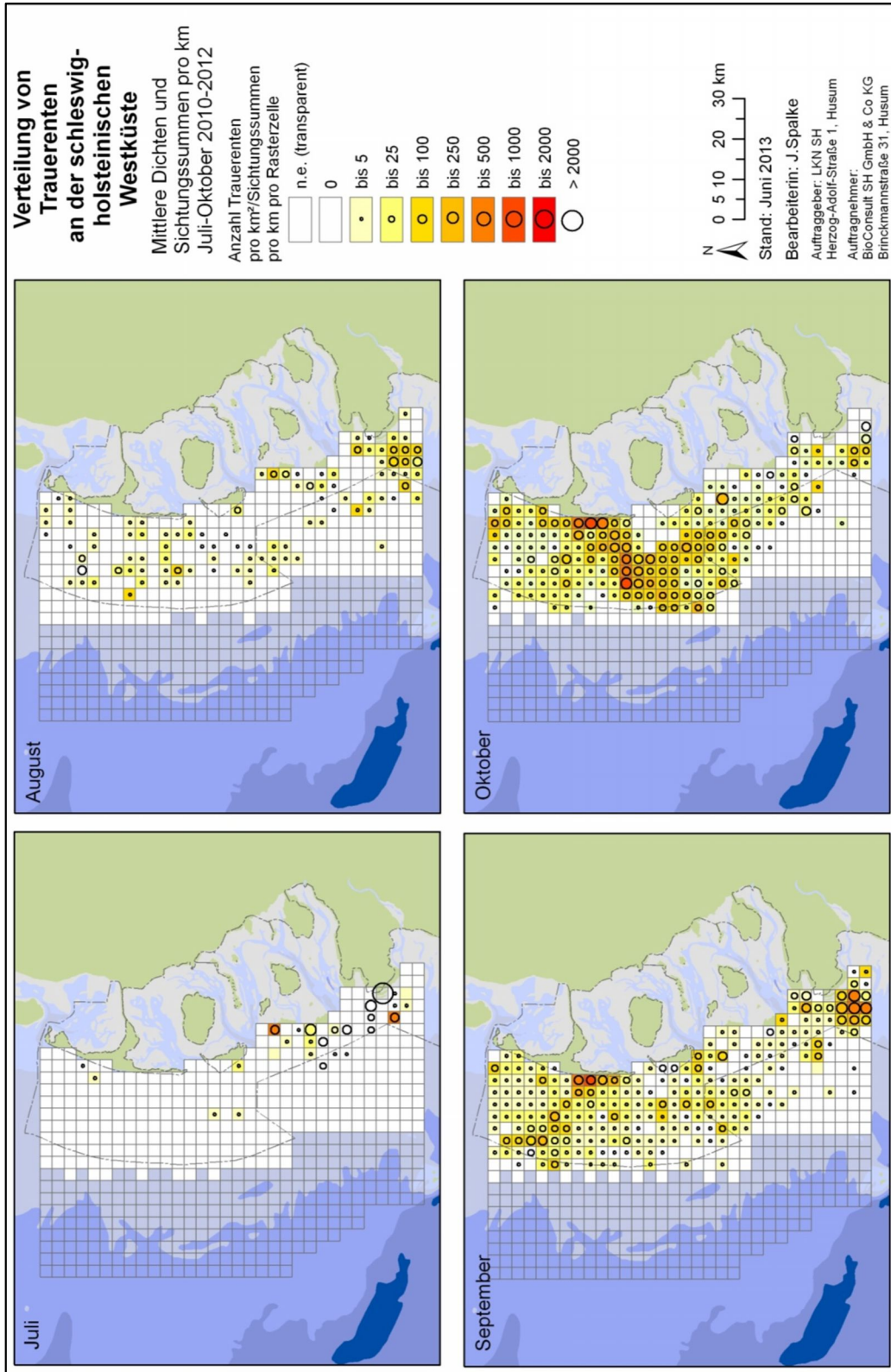


Abb. 3.13 Dichteverteilung und tatsächliche Sichtungen pro geflogenem km von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste monatlich zusammengefasst für alle Flüge, die während der Mauserzeit stattgefunden haben (Juli - Oktober) aus den Jahren 2010 - 2012. Dichteberechnung nach StUK. Die hohe Individuensumme am Strand von Sankt-Peter Ording im Juli ist ein Artefakt.

3.5 Weitere Beobachtungen

3.5.1 Verbreitung nach Westen

Seit Beginn dieser Untersuchung (Winter 2009/2010) wurden Trauerenten im Seegebiet westlich von Schleswig-Holstein sehr weit westlich (bis zu 45 km von der Küstenlinie entfernt an der 20 m-Tiefenlinie) festgestellt. Diese Beobachtung stimmt mit Ergebnissen von MARKONES & GARTHE (2010) überein, welche ebenfalls für Flugzeugetfassungen im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee angeben, dass seit Winter 2009/2010 Trauerenten auch in küstenfernen Bereichen erfasst wurden. Alle Studien aus den Jahren zuvor zeigen eine eher küstennahe Verbreitung der Trauerente. So geben BRANDT et al. (2008) für den Bereich westlich von Sylt für den Winter 2007/2008 eine Verbreitung von Trauerenten für Wassertiefen bis weniger als 16 m und in einem Abstand von weniger als 15 km zu Sylt an. Der größte Teil der Trauerenten wurde direkt in einem Bereich bis zu 3 km Entfernung von der Küste erfasst (BRANDT et al. 2008). Auch andere Untersuchungen zeigen eine solche küstennahe Verbreitung von überwinternden Trauerenten (z. B. NEHLS 1998, SKOV 1995, KAISER et al. 2006). DEPPE (2003) zeigte, dass sich die Trauerentenvorkommen in der Östlichen Deutschen Bucht auf die küstennahen Gebiete mit ausgedehnten Flachwasserbereichen und die Hauptvorkommen auf Gebiete mit weniger als 15 km Entfernung zur Küste und weniger als 15 m Wassertiefe beschränkten. Während der Mauser nahm diese Abhängigkeit von Flachwassergebieten in Küstennähe weiter zu (DEPPE 2003). Die in der vorliegenden Untersuchung beobachtete Verbreitung in küstenferne Gebiete während der Wintermonate scheint demnach ein aktuelles Phänomen zu sein. Allerdings gibt es Beschreibungen aus dem 19. Jahrhundert bis Mitte des 20. Jahrhunderts u.a. von GÄTKE (1900) von vielen (tausenden) Trauerenten, die sich auch in tieferen Bereichen der Nordsee (um Helgoland) regelmäßig aufhielten. Dies war vor allem in sehr kalten Wintern der Fall, doch wäre eine mögliche Erklärung, dass die einst noch weit verbreiteten Austernbänke dort längere Aufenthalte ermöglichten (V. DIERSCHKE, mdl. Mitteilung).

3.5.2 Kurzfristige Verlagerungen

Um Hinweise auf kurzfristige Verlagerungen der Rastbestände zu bekommen, wurden einige Flüge an kurz aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt (Abb. 3.14 bis Abb. 3.17). Dabei konnte aufgrund der Witterung oder wegen technischer Probleme in zwei Fällen nicht an beiden Flugtagen das vollständige Untersuchungsgebiet abgedeckt werden (Abb. 3.14, Abb. 3.16). Es zeigt sich beim Vergleich der jeweiligen Flüge, dass sich die generellen Verbreitungsmuster in diesen kurzen Zeiträumen nicht deutlich erkennbar verlagern. Allerdings sind in einigen Fällen einzelne Rasterzellen bzw. Gruppen von Rasterzellen vorhanden, die an einem der beiden Flugtagen sehr hohe Dichten aufweisen und am anderen Flugtag nur mit geringen Dichten oder gar nicht besetzt waren (z.B. Abb. 3.15 südlichstes Transekt vor Eiderstedt oder Abb. 3.17 Transekt vor dem Norderoogsand). Dies zeigt, dass die Enten generell eine hohe Mobilität aufweisen und innerhalb kurzer Zeit große Entfernungen zurücklegen können. Inwieweit konstant erscheinende Verbreitungsmuster auch auf eine Ortstreue der Individuen schließen lassen oder ob es sich um hochmobile Individuen handelt, bei denen sich die Muster erst aus der statistischen Verteilung ergeben, lässt sich anhand der vorhandenen Daten nicht beurteilen.

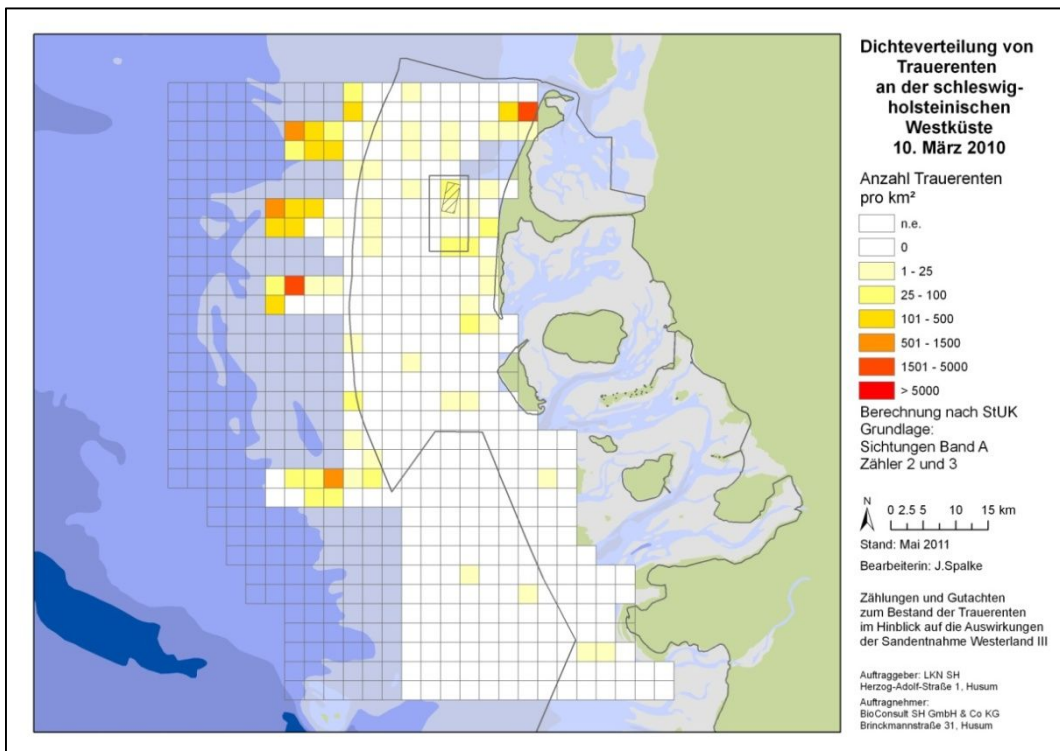
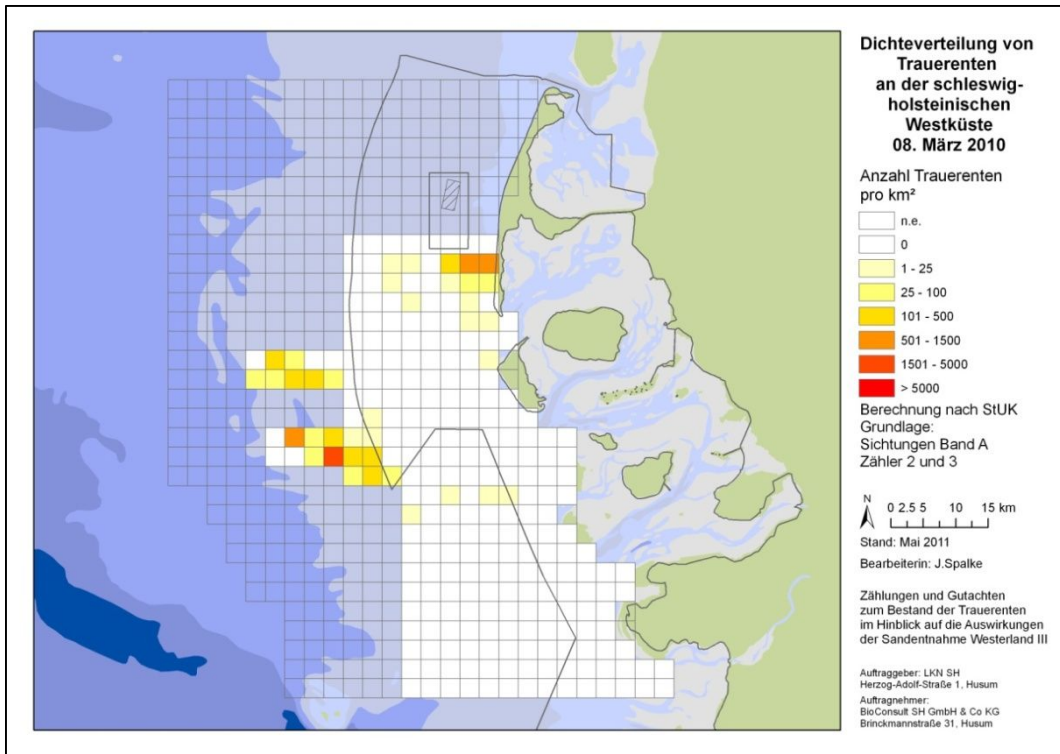


Abb. 3.14 Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 08. und 10. März 2010. Berechnung nach StUK.

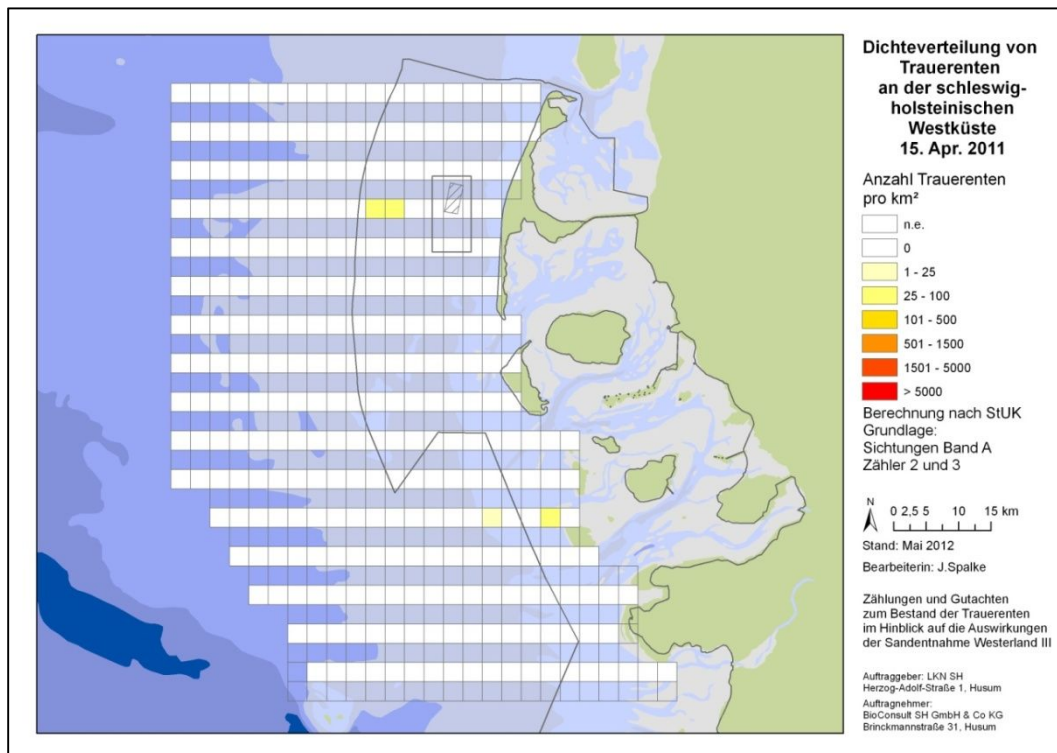
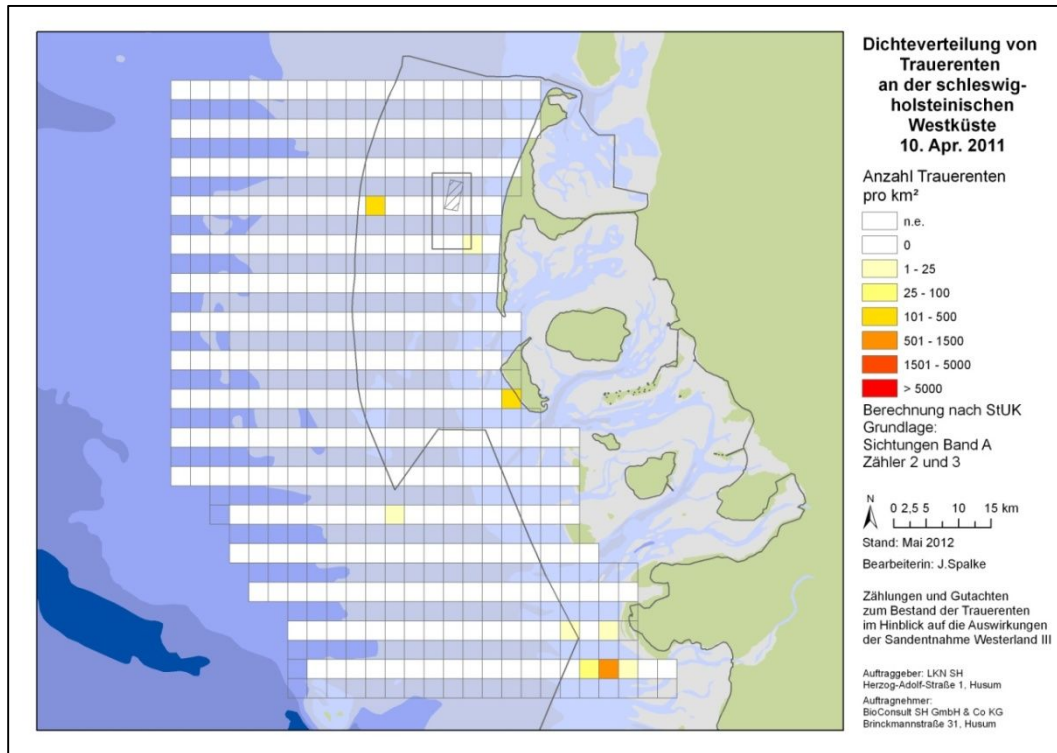


Abb. 3.15 Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 10. und 15. April 2011. Berechnung nach StUK.

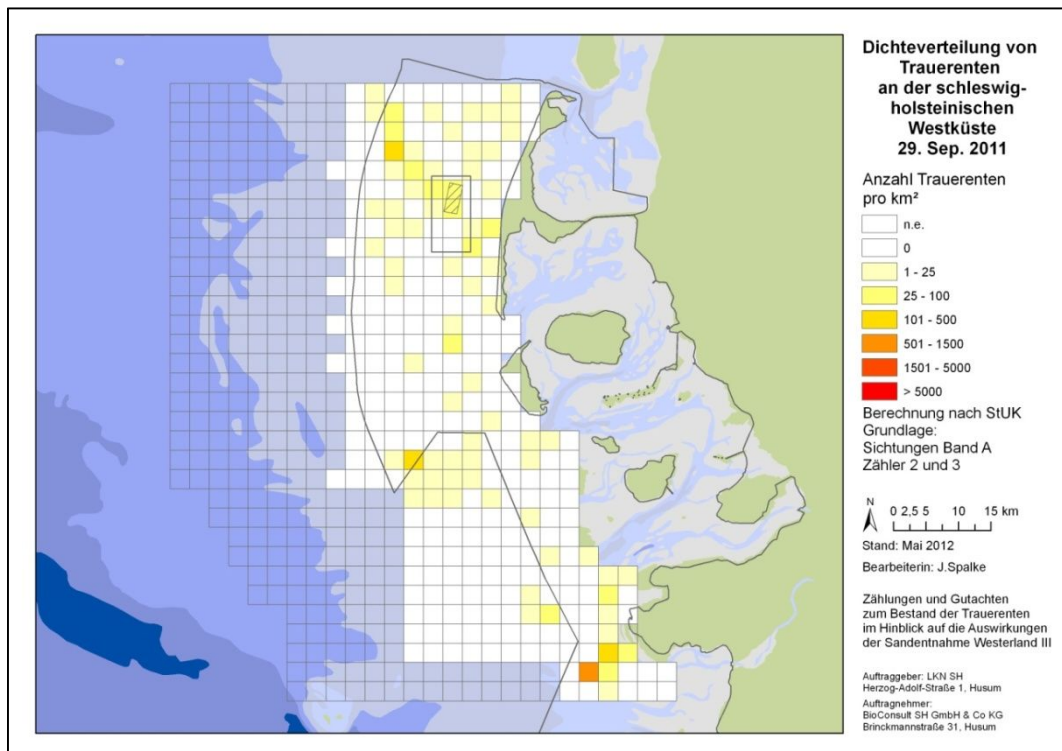
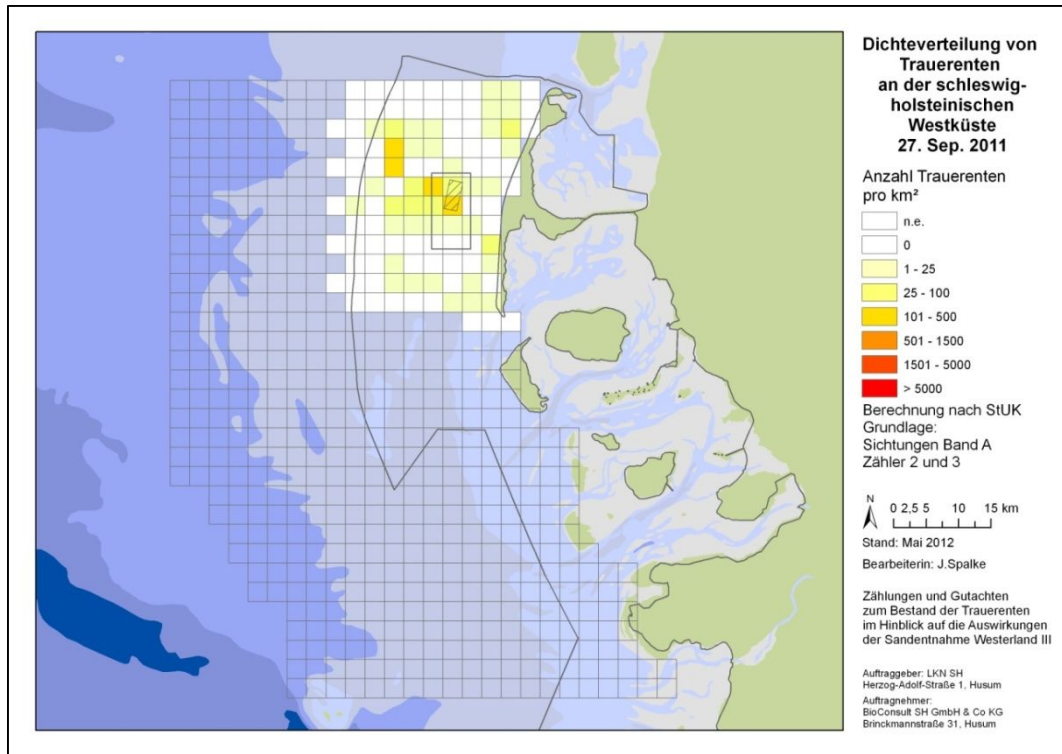


Abb. 3.16 Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 27. und 29. September 2011. Berechnung nach StUK.

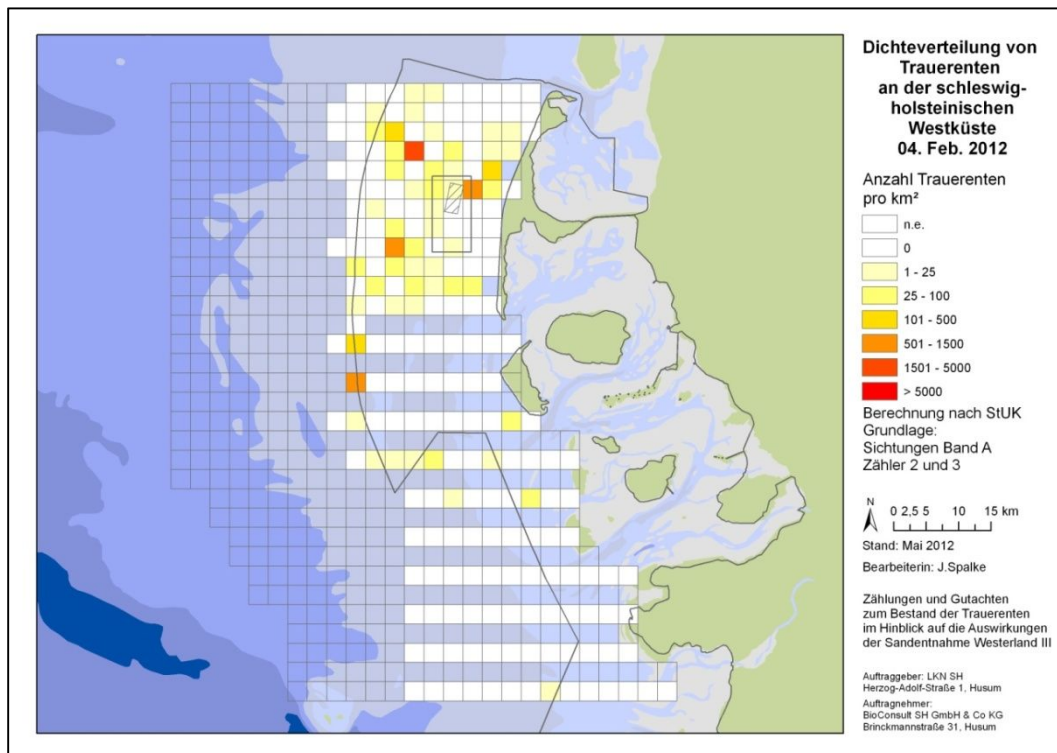
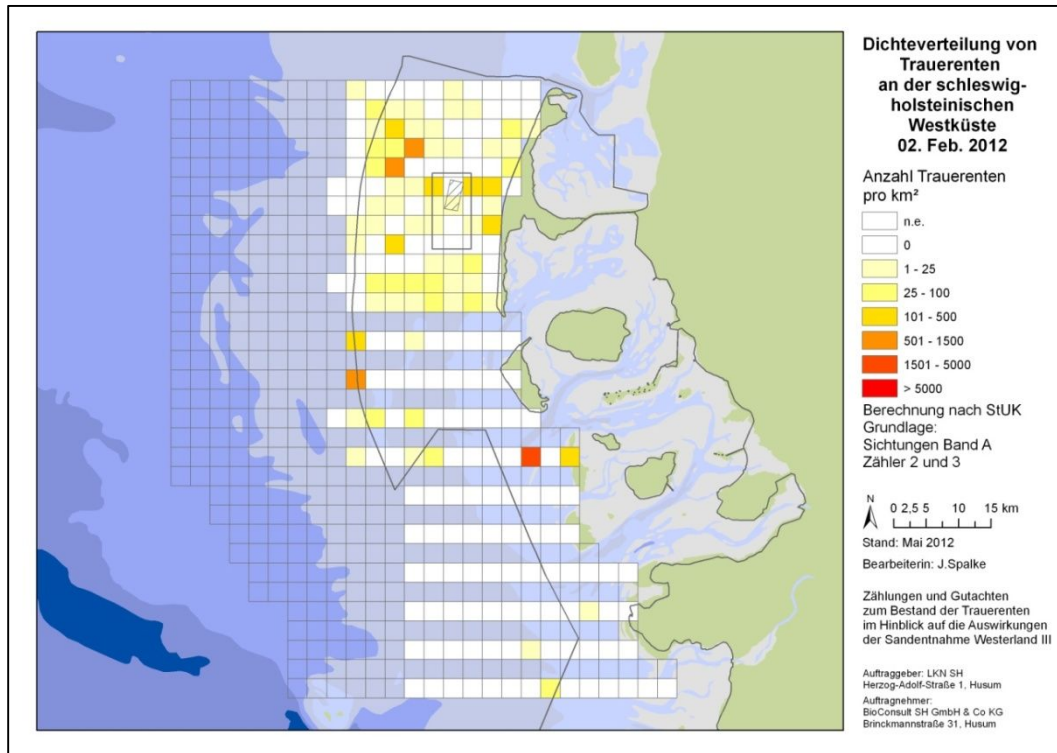


Abb. 3.17 Dichteverteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste am 02. und 04. Februar 2012. Berechnung nach StUK.

3.6 Ergebnisse weiterer Untersuchungen

Neben den im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Untersuchungen wurden Trauerenten vor der schleswig-holsteinischen Westküste auch im Rahmen anderer Untersuchungen erfasst. Das Forschungs-

und Technologiezentrum (FTZ) Westküste führt z.B. das NATURA 2000-Monitoring für das Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ durch. Außerdem liegen Ergebnisse aus Befliegungen der Fläche für den Offshore-Windpark „Butendiek“ vor, die von BioConsult SH durchgeführt wurden. Auf die Darstellung von land-basierten Zählungen im Rahmen der Springtidenzählungen o.ä. wird hier aufgrund mangelnder Vergleichbarkeit der Daten verzichtet.

3.6.1 NATURA 2000-Monitoring für das Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“

Das FTZ hat zusammengefasste Daten aus den Jahren 2003-2010 zur Verfügung gestellt. Auch hier wurden Trauerenten im Winter regelmäßig und in einem großen Bereich des Untersuchungsgebiets erfasst. In den Monaten Februar bis April konnten ab 2010 auch durch das FTZ Trauerenten westlich der Grenze des Vogelschutzgebiets in größeren Tiefen festgestellt werden (s. auch MARKONES & GARTHE 2010). Höhere Dichten wurden im Januar/Februar küstennah vor Sylt sowie vor den Außensänden festgestellt. Über den Sommer konnten nur vereinzelt Trauerenten nachgewiesen werden. Die bekannten Mauservorkommen vor Eiderstedt deckt der zur Verfügung gestellte Datensatz räumlich nicht mit ab. Dennoch liegen aus diesem Monitoring-Programm auch Daten für diesen Bereich vor (V. DIERSCHKE, mdl. Mitteilung)

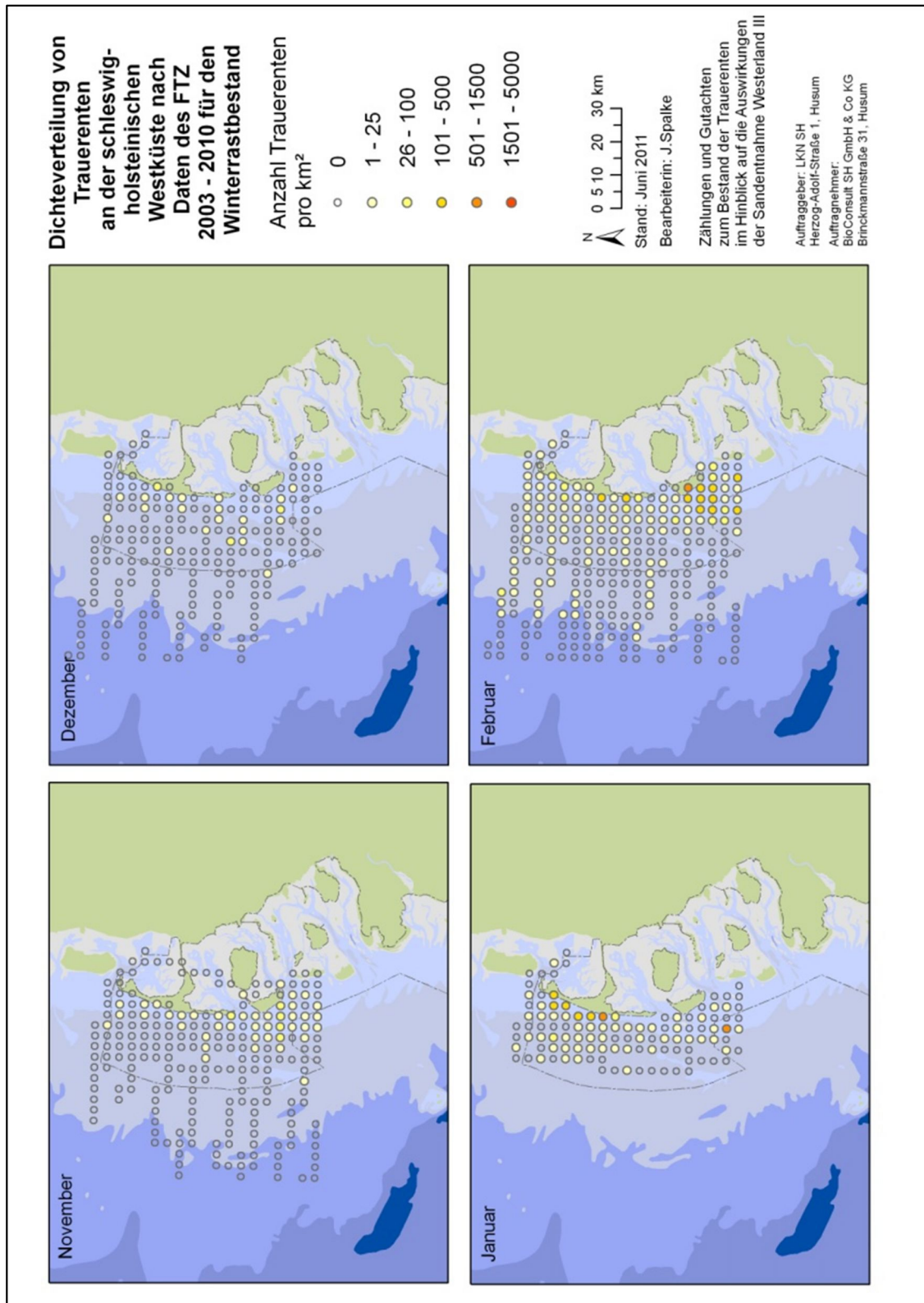


Abb. 3.18 Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate November-Februar.

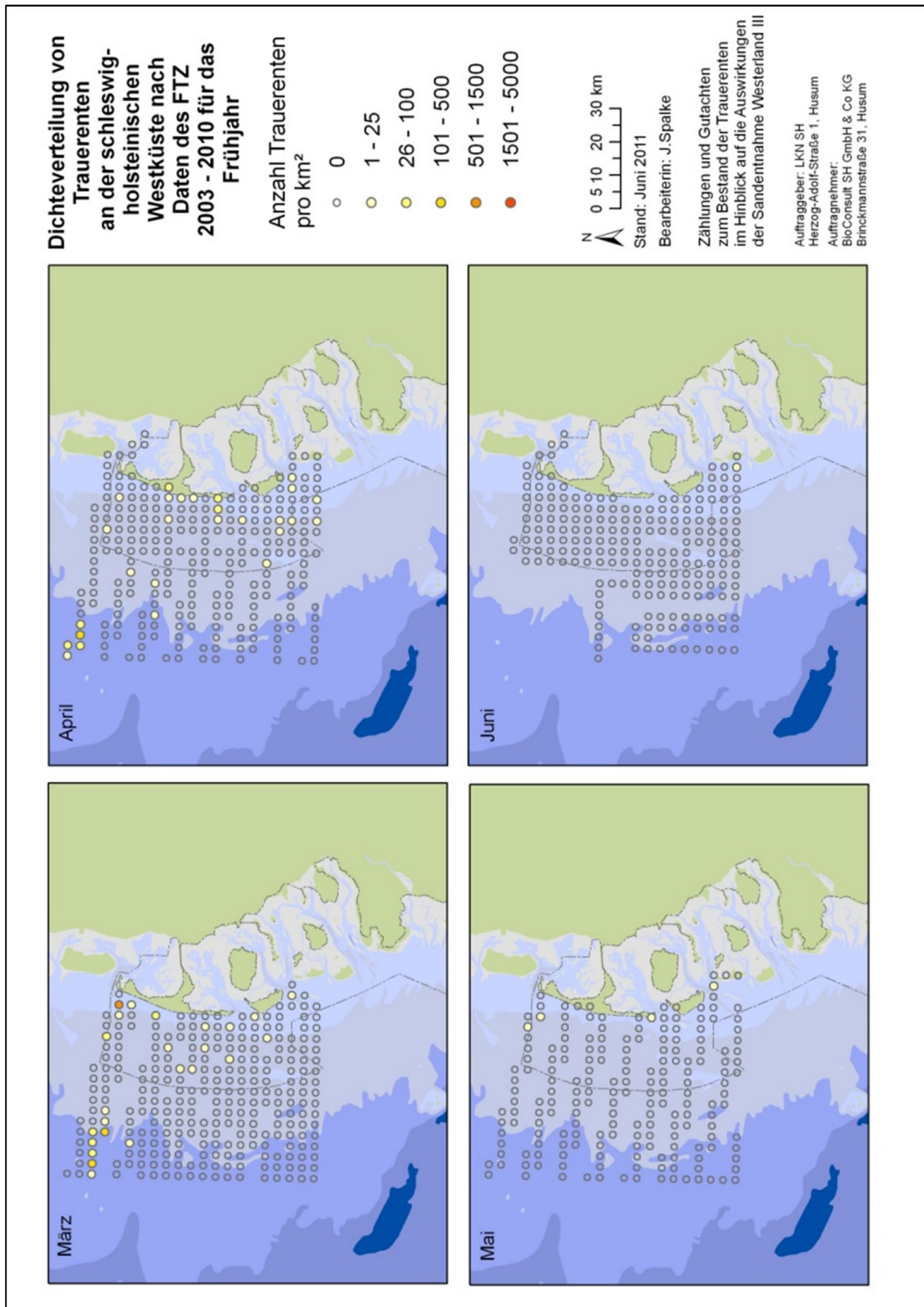


Abb. 3.19 Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate März-Juni.

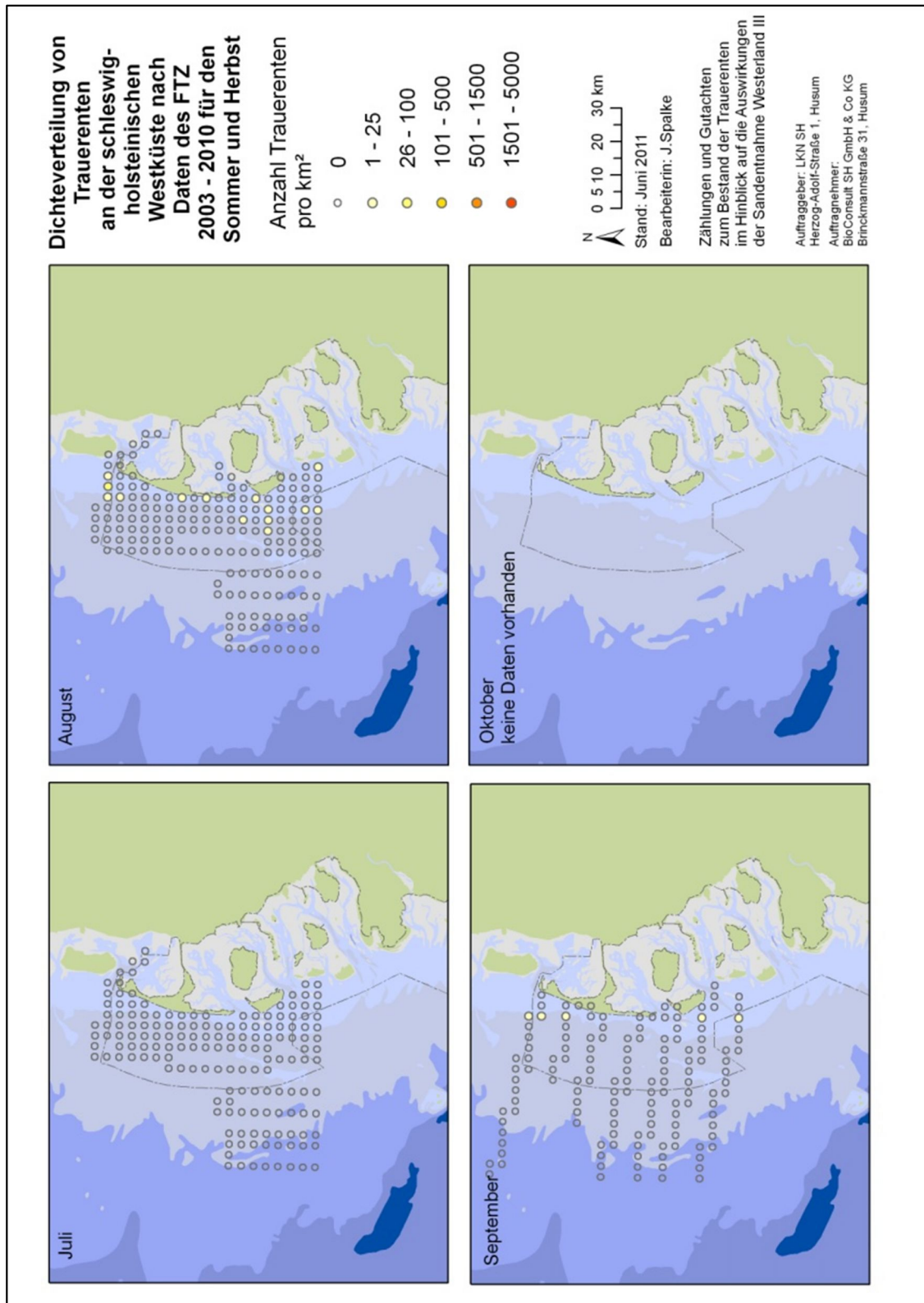


Abb. 3.20 Verteilung von Trauerenten an der schleswig-holsteinischen Westküste nach Daten des FTZ aus den Jahren 2003-2010. Die Daten wurden von S. Garthe über die Jahre zusammengefasst. Dargestellt sind die Monate Juli-Oktober. Offshore-Windpark Butendiek

3.6.2 Offshore Windpark Butendiek

Während der Erfassungen für das 3. Untersuchungsjahr des Offshore-Windparks Butendiek, die von März 2011 bis März 2012 stattfanden, wurden ebenfalls westlich von Sylt Trauerenten aus dem Flugzeug erfasst. Dabei wurden insbesondere im Winter und Frühjahr hohe Trauerenten-Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt. In der Hauptphase der Schwingenmauser zwischen Juni und Oktober waren keine größeren Rasttrupps im Untersuchungsgebiet zu beobachten (Abb. 3.21).

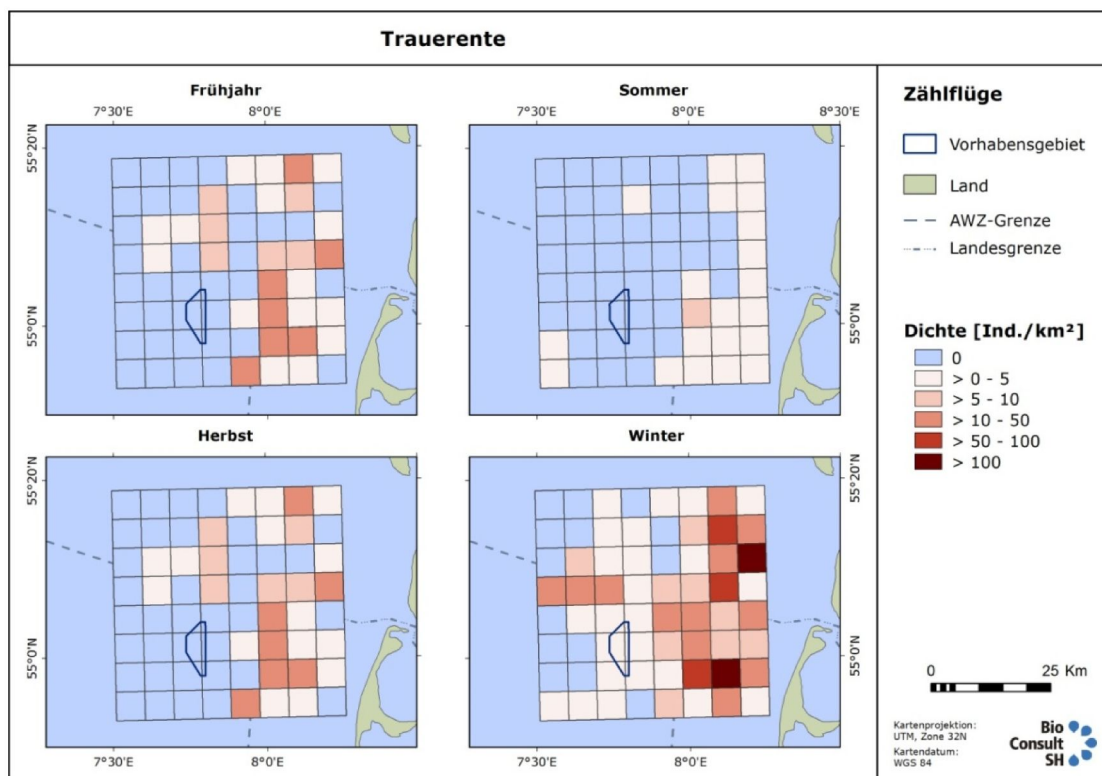


Abb. 3.21 Saisonale Verteilung von Trauerenten im Untersuchungsgebiet Butendiek (Untersuchungszeitraum März 2011 bis März 2012). Dargestellt sind die mittleren saisonalen Dichten pro Rasterzelle; saisonale Zuordnung nach GARTHE et al. (2007): Frühjahr = 01.03.-31.05., Sommer = 01.06. – 30.09., Herbst = 01.10. – 30.11., Winter = 01.12. – 29.02.

Die maximale mittlere saisonale Dichte für das Untersuchungsgebiet wurde nach Flugtransekt-Erfassungen im Winter mit 21,64 Ind./km² festgestellt. Während der Erfassungen zur UVS Butendiek in den Jahren 2000 – 2002 wurden Trauerenten nur ausnahmsweise und in sehr geringen Anzahlen in den Bereichen des Vorhabensgebietes festgestellt. Lediglich in den küstennahen Bereichen im Osten des Flug-Untersuchungsgebietes wurden während dieser Untersuchungen hohe Trauerenten-Bestände festgestellt (BIOCONSULT SH 2002), eine Verteilung, die auch mit den Angaben in MENDEL et al. (2008) übereinstimmt. Damit weichen die Ergebnisse des dritten Untersuchungsjahres, in dem Trauerenten auch deutlich weiter westlich festgestellt wurden, von dem ab, was bislang über die Trauerenten-Verteilung in den deutschen Gewässern der Nordsee bekannt war.

Die Ergebnisse des dritten Untersuchungsjahres entsprechen sehr gut den Ergebnissen der vorliegenden Studie und zeigen übereinstimmende Verteilungen wie auch Phänologien der Trauerente westlich von Sylt.

3.7 Beurteilung der Verträglichkeit Der Sandentnahme

Die Bewertung der Erheblichkeitsschwelle für den durch die Sandentnahme verursachten Lebensraumverlust erfolgte anhand der vereinfachenden Annahme, dass sich im schlimmsten Fall der gesamte Winterrastbestand im nördlichen Teil des Schutzgebiets befindet und dort gleichmäßig verteilt ist. Unter diesen Umständen kann davon ausgegangen werden, dass die Inanspruchnahme von bis zu 1 % Fläche des nördlichen Gebietsteils im Hinblick auf die Erhaltungsziele für die Trauerente als verträglich eingestuft werden kann.

Die nun vorliegenden Daten bestätigen diese Bewertung, da zwischen dem nördlichen Teil des Vogelschutzgebiets und dem Planungsgebiet selbst keine signifikanten Unterschiede bestehen (ANOVA: AIC = 1206,8 bzw. 1208,5; df = 1; $\chi^2 = 0,31$; p = 0,6). Darüber hinaus wird deutlich, dass es sich tatsächlich um eine konservative Einschätzung handelt. Die jetzt vorgelegte Clusteranalyse (vgl. Kap. 3.3) zeigt, dass innerhalb des nördlichen Teils des VSch-Gebiets u.a. die küstennahen Bereiche vor Sylt („Cluster 5“) statistisch signifikant höhere Dichten aufweisen als der Rest des Gebiets, der dem „Cluster 3“ zugeordnet wird und der auch den Bereich der Sandentnahme umfasst. Von daher wäre bei einer genauen Betrachtung der Bereich, der als verträglich einzustufen ist, mithin größer als 1 % der Fläche des nördlichen Gebietsteils.

4 UMWELTPARAMETER

4.1 Wassertiefe

Die Wassertiefe im Planungsraum wurde aus Rasterdaten mit einer räumlichen Auflösung von rund 100 m ermittelt, die vom AWI zur Verfügung gestellt wurde. Aus den Rasterdaten wurde eine Vektor-Tiefenschichtenkarte erzeugt (Abb. 4.1). Diese wurde dann mit dem Raster des Trauerentenerfassungsgebietes verschnitten.

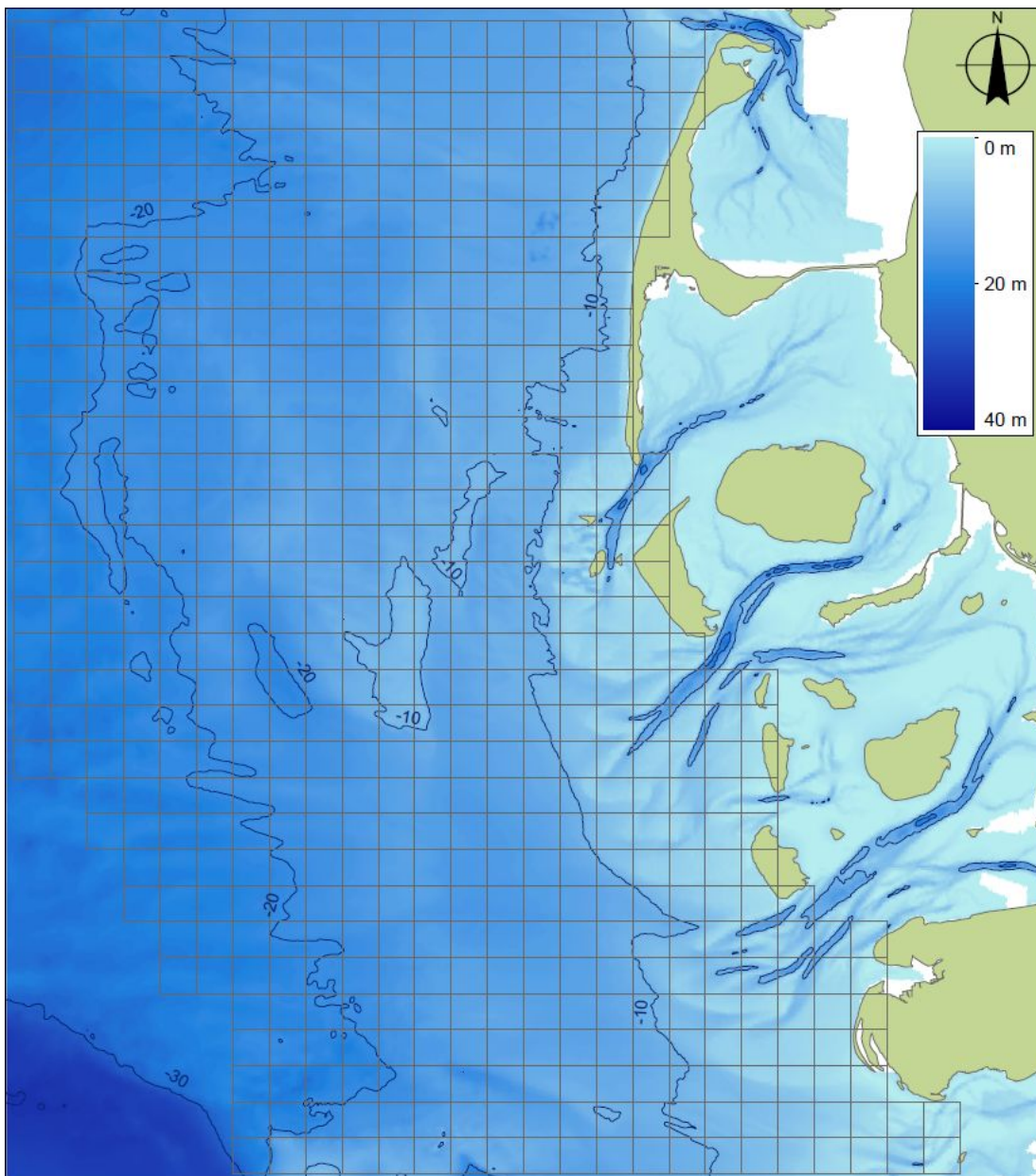


Abb. 4.1 Wassertiefen im Untersuchungsgebiet.

Das Untersuchungsgebiet beginnt mit der Außenküste der nordfriesischen Inseln und Sände und erstreckt sich im Westen bis etwa an die 24 m Tiefenlinie. Generell fällt der Seeboden nach Westen hin rasch bis auf eine Tiefe von etwa 10 m und dann langsamer bis auf eine Tiefe von 20 m ab, die größten Tiefen werden mit 33 m im Südwesten des Untersuchungsgebietes nahe Helgoland erreicht, der in den Bereich des Hanges zum Elbe-Urstromtal fällt. Westlich Amrum vorgelagert liegen zwei markante flachere Bereiche. Diese beiden Sandbänke gehören zur sogenannten Amrumbank mit Erhebungen bis zu -7 m. Auffällig sind die Bereiche von Hörnumtief, Amrumtief und Heverstrom. Hier zeigt die Tiefenkarte ein ausgeprägtes Relief mit Höhenunterschieden von mehreren Metern, was auf eine hohe Dynamik mit ständigen Verlagerungen der Ströme zurückzuführen ist.

4.2 Sedimente

Als Grundlage dient die Sedimentkarte der Deutschen Bucht des BSH, die auf der Kartierung und Klassifizierung von FIGGE (1981) beruht und direkt übernommen wurde (Abb. 4.2). Trotz ihres Alters erscheint die Datengrundlage als geeignet, zumal es bisher keine andere flächendeckende Erfassung gibt. Detailliertere Erfassungen etwa im Rahmen der Untersuchungen zur Sandentnahme Westerland III wie auch im Rahmen z.B. von Kabellegungen (St. Peter-Ording – Helgoland, Anbindung der Konverterstationen HelWin und SylWin für Offshore-Windparks) zeigen zumindest im kleinen Maßstab eine gute Übereinstimmung mit den Daten der Figge-Karte, wenn auch im großen Maßstab erwartungsgemäß Abweichungen festgestellt werden.

Das Untersuchungsgebiet ist überwiegend dem Sylter Außenriff zuzuordnen. Charakteristisch sind hier gut sortierte Feinsandsedimente der jüngsten Vereisung, die als Deckschicht mit unterschiedlicher Stärke die darunter liegenden älteren Geschiebe überlagern. Stellenweise ist die Deckschicht nur geringmächtig ausgebildet und wird dann auch von unterlagernden älteren Moränenrücken durchbrochen, die relativ gut sortierte Mittel- bis Grobsande, zum Teil auch Kiese und Steine an die Oberfläche bringen. Solche Bereiche finden sich z.B. in bandförmiger Anordnung westlich von Sylt und Amrum sowie im Bereich der Amrumbank.

Nordöstlich und östlich von Helgoland befindet sich der Steingrund mit ebenfalls gröberen Sedimenten. Der Steingrund ist ein halbmondförmiges Riff, das aus der tiefer liegenden Umgebung hervorragt und bis auf 8 m unter dem Meeresspiegel ansteigt. Das Riff ist durch Verwitterungsmaterial einer vom Meeresboden aufragenden Endmoräne gekennzeichnet. Charakteristisch ist seine Ausbildung aus Festgestein, Kies und Steinen.

Beimischungen von Schlickanteilen sind nur im Bereich der geschützten Watten und in den tieferen Regionen des Elbe-Urstromtals zu finden.

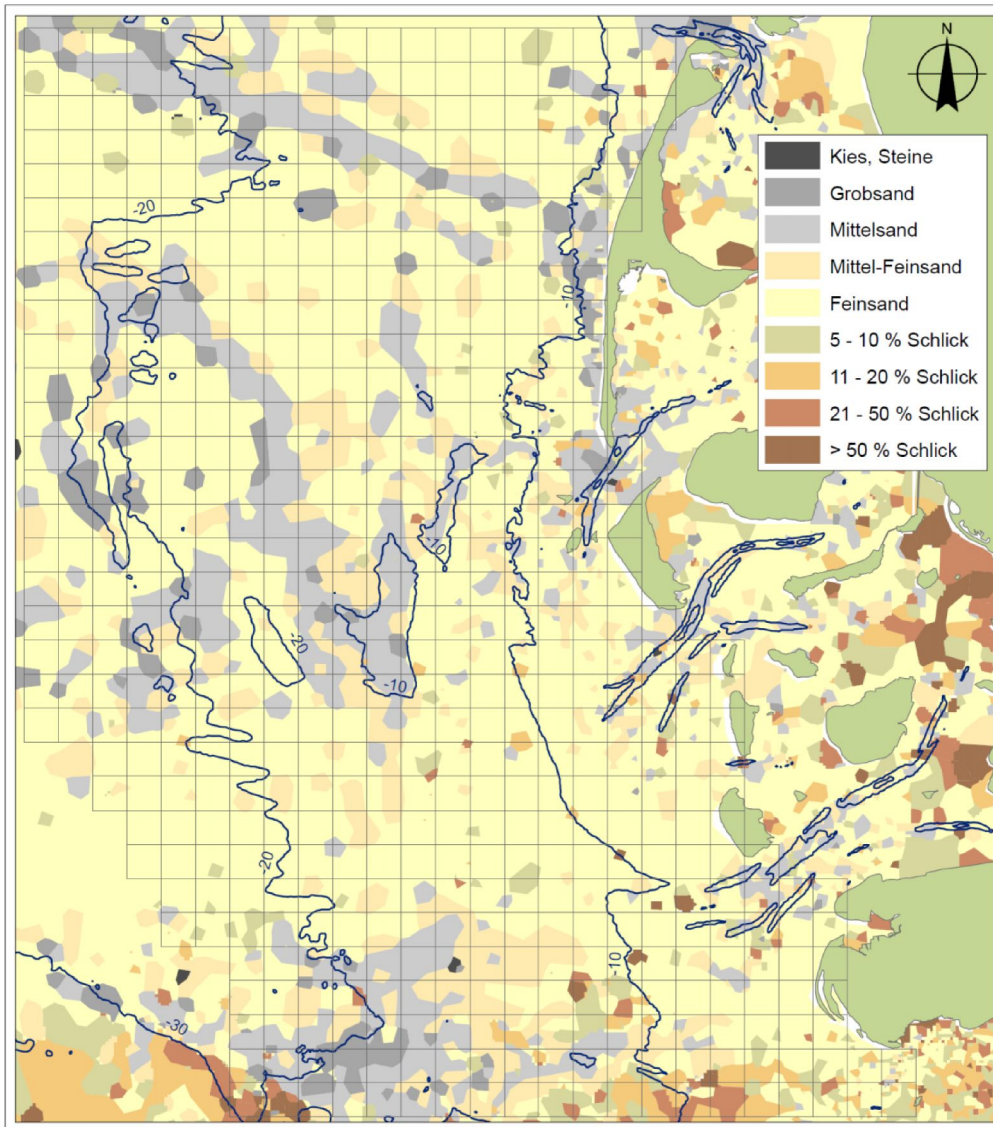


Abb. 4.2 Sedimentverteilung im Untersuchungsgebiet nach FIGGE 1981.

4.3 Strömungen

Zu den Strömungsverhältnissen in der deutschen Bucht liegen keine flächendeckenden empirischen Daten vor. Anstelle dessen wurde auf Modellierungsdaten zurückgegriffen, die vom BSH zur Verfügung gestellt werden. Dabei errechnet das BSH aus Messdaten ein Strömungsmodell mit einer räumlichen Auflösung von $\frac{1}{2}$ Seemeile und 8 m-Tiefenschichten und einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten. Ab 2012 wurde am BSH mit einem verfeinerten Modell gearbeitet, das eine räumliche Auflösung von $\frac{1}{4}$ Seemeile hat. Die Datensätze wurden als Textdatei mit Punktwerten zur Verfügung gestellt.

Für die statistische Auswertung wurden beim BSH für den jeweiligen Flugtag die Strömungsverhältnisse von etwa 2 h vor und 2 h nach dem Befliegungszeitpunkt abgefragt. Daraus wurde die maximale Strömung für jede Rasterzelle errechnet und in die Modellierung eingebaut.

Beispielhaft wurden, um Daten über den Verlauf der Strömung über eine Tide zu bekommen, für einen Tag (21.06.2009) Datensätze beim BSH abgefragt, die aus dem neuen Modell extrahiert wurden. Um einen beispielhaften Überblick über maximal auftretende Strömungsgeschwindigkeiten im Untersuchungsgebiet zu erhalten, wurde zusätzlich ein Datensatz des gesamten Jahres 2009 mit Maximumswerten angefragt (Abb. 4.3). Für jeden Modellierungspunkt wurde die im gesamten Jahr höchste Strömungsgeschwindigkeit dargestellt.

Dabei werden gut die hohen Strömungen insbesondere im Bereich der Gatts deutlich. Bereiche mit geringerer Strömungsintensität finden sich – abgesehen von den Watten – z.B. unmittelbar westlich von Sylt sowie im Bereich der Amrumbank.

Ein beispielhafter Tagesgang (21.06.2009) mit stündlichen Darstellungen der Strömungsverhältnisse in Abhängigkeit der Tide findet sich im Anhang A.2.

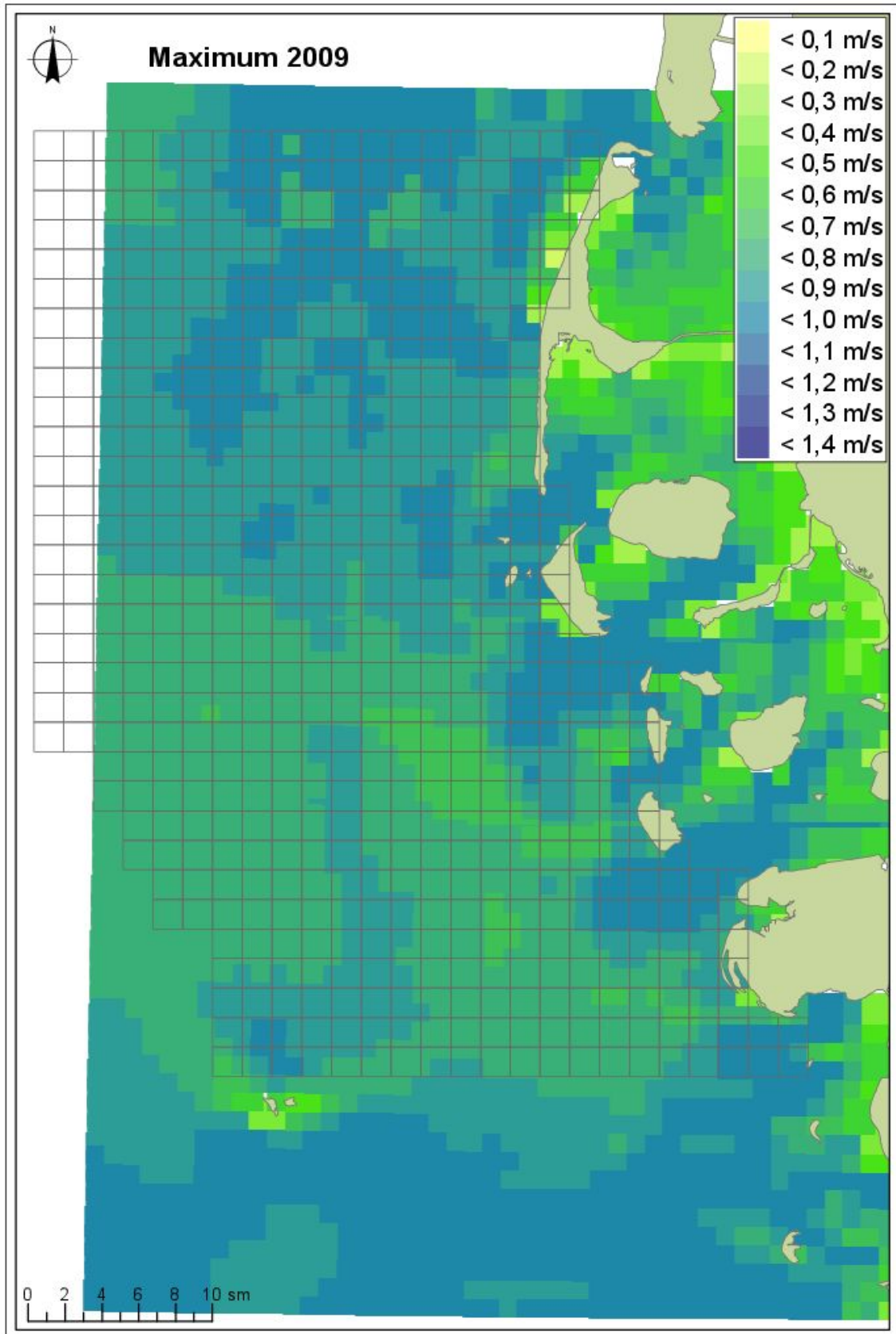


Abb. 4.3 Maximale Strömung in 2009 im Untersuchungsgebiet.

4.4 Benthos

Untersuchungen des Benthos wurden vom Alfred-Wegener-Institut in List/Sylt gesondert für dieses Projekt durchgeführt und ausgewertet. Die folgenden Beschreibungen sind aus dem dem Schlussbericht „Verfügbarkeit und räumliche Verteilung von Mollusken als Nahrungsgrundlage für Trauerenten“ entnommen und teilweise erweitert worden.

4.4.1 Methodik

Die Auswahl des Untersuchungsgebietes erfolgte in Anlehnung an die Befliegungstransecte zur Erfassung der Trauerentenverteilung und das bereits seit 2004 durch das AWI untersuchte Raster zur Erfassung des Makrozoobenthos der südöstlichen Nordsee (Abb. 4.4). Die Ergebnisse aus letzteren Untersuchungen werden zur Bewertung der zeitlichen und großräumigen Variabilität der Benthosvorkommen herangezogen. Für die aktuelle Untersuchung wurde das Raster ergänzt durch 11 zusätzliche Stationen in Gebieten, die bei den Flugerfassungen im Rahmen dieses Projektes kurz vor der Benthosprobenahme erhöhte Trauerentendichten zeigten. Landseitig wurde das Raster um 39 Stationen im Flachwasser erweitert (Abb. 4.4).

Die Probenahme erfolgte vom 9. bis 11. September 2010 (FS „Heincke“), am 28. September 2010 (Flachwasser vor Sylt und Amrum, MS „Oland“) und am 7. Oktober 2010 (Flachwasser zwischen Amrum und Eiderstedt, MS „Oland“, s. a. Abb. 4.9). Mit einem Kastengreifer wurden an jeder Station 3 Sedimentkerne von 14 x 14 cm Seitenlänge (0,02 m² Oberfläche) und mindestens 5 cm Bodentiefe gewonnen. Jede Probe wurde gewogen, durch 1 mm-Maschen gesiebt und der Siebrückstand in 5%iger gepufferter Formollösung fixiert.

Zu Vergleichszwecken werden in diesem Abschlussbericht auch die Daten der AWI-Benthosuntersuchungen vom Oktober 2011 genutzt. Diese beziehen sich jedoch nur auf das jährlich durch das AWI untersuchte Raster ohne die Ergänzungsstationen aus dem Jahr 2010 (Abb. 4.10).

Im Labor wurde das Makrozoobenthos aussortiert und zur Art bestimmt, Mollusken wurden zusätzlich vermessen und die ersten 30 Individuen jeder Art gewogen (Frischgewicht). Über die daraus abgeleiteten Längen/Frischgewichtsregressionen wurde das Frischgewicht aller nichtgewogenen Individuen errechnet. Die Biomasse der anderen Tiergruppen wurde aus früheren Messungen im gleichen Gebiet abgeschätzt. Alle Organismen wurden nach der Bestimmung in 70% Ethanol überführt und stehen weiterhin zur Verfügung.

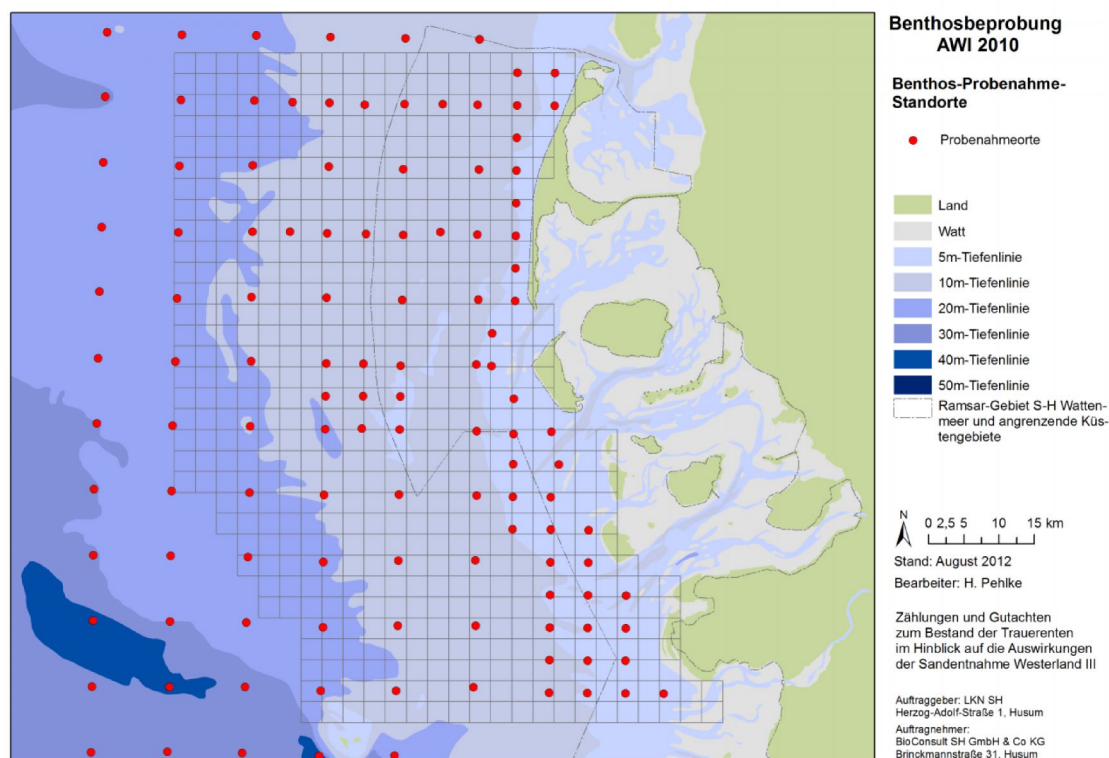


Abb. 4.4 Karte des Untersuchungsgebiets in der Deutschen Bucht mit den Probestationen der Benthos-Untersuchung. Stationen innerhalb des groben Rasters wurden nur in 2010 beprobt.

4.4.2 Ergebnisse

Im Jahr 2010 lag die Dichte der Mollusken mit etwa 400 Ind./m² etwas höher als in den Vorjahren, die Biomasse war mit 200 g/m² deutlich erhöht (Tab. 4.1). Dies geht auf höhere Dichte und Biomasse der Schwertmuschel *Ensis americanus* zurück (Tab. 4.2, Tab. 4.3). Da *Ensis* hinsichtlich der Biomasse jedoch auch schon in den Vorjahren dominierte, fällt die Zunahme ihres relativen Anteils an der Biomasse moderat aus (Tabelle 4).

Im Folgejahr 2011 war die Muscheldichte wieder auf das Niveau der Vorjahre gesunken (Tab. 4.1), dies geht besonders auf die geringere Dichte an jungen Schwertmuscheln zurück (Tab. 4.2). Durch die überlebenden Schwertmuscheln der Jahre 2009 und 2010 blieb die Biomasse aber auf dem hohen Niveau von 2010 (Tab. 4.3, Tab. 4.3).

Tab. 4.1 Individuendichte und Biomasse der Mollusken im Gesamtgebiet

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Abundanz [n/m ²]	386	394	303	215	214	415	222
Biomasse [g/m ²]	47	88	126	148	83	200	197

Tab. 4.2 Anteil der 10 häufigsten Arten an der Individuendichte

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Ensis americanus</i>	5,8%	7,6%	8,7%	6,4%	3,7%	74,3%	15,7%
<i>Tellina fabula</i>	13,5%	16,2%	13,5%	18,5%	11,3%	4,5%	26,8%
<i>Phaxas pellucida</i>	7,8%	5,3%	10,8%	6,5%	13,0%	4,1%	5,4%
<i>Kurtiella bidentata</i>	9,3%	7,1%	8,3%	8,1%	10,4%	3,6%	5,3%
<i>Abra nitida</i>	12,8%	7,5%	9,6%	6,0%	10,0%	3,5%	3,0%
<i>Tellimya ferruginosa</i>	6,4%	7,6%	11,0%	7,7%	10,9%	2,4%	7,8%
<i>Thyasira flexuosa</i>	4,5%	7,4%	6,1%	8,2%	6,7%	1,7%	8,0%
<i>Thracia papyracea</i>	4,2%	5,6%	2,1%	4,1%	3,8%	0,9%	1,7%
<i>Nucula nitidosa</i>	18,7%	19,6%	14,2%	11,3%	4,3%	0,6%	10,5%
<i>Chamelea gallina</i>	3,8%	1,8%	1,8%	1,8%	2,0%	0,2%	3,2%

 Tab. 4.3 Biomasse (g/m²) der 10 häufigsten Arten

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Ensis americanus</i>	26,8	67,5	97,2	119,7	70,5	183,4	180,3
<i>Spisula elliptica</i>	0,0	0,0	5,0	2,0	0,8	7,3	0,8
<i>Tellina fabula</i>	5,4	5,6	4,6	3,7	3,3	5,9	6,7
<i>Lutraria lutraria</i>	-	1,5	1,4	-	0,2	0,9	0,0
<i>Tellina tenuis</i>	1,2	2,0	1,1	1,0	1,0	0,9	1,7
<i>Thracia papyracea</i>	0,6	0,9	0,3	0,2	0,5	0,9	0,2
<i>Abra nitida</i>	1,5	1,3	1,8	0,7	1,3	0,8	0,4
<i>Chamelea gallina</i>	1,1	1,4	1,9	4,1	0,7	0,5	1,3
<i>Nucula nitidosa</i>	2,9	3,8	2,4	1,2	1,0	0,5	0,8
<i>Phaxas pellucida</i>	0,9	0,7	2,3	0,6	0,8	0,3	1,0

Tab. 4.4 Relativer Anteil der 10 häufigsten Arten an der Biomasse.

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<i>Ensis americanus</i>	56,7%	76,9%	77,2%	80,7%	85,1%	90,7%	91,4%
<i>Spisula elliptica</i>	0,0%	0,0%	4,0%	1,3%	0,9%	3,6%	0,4%
<i>Tellina fabula</i>	11,4%	6,4%	3,7%	2,5%	4,0%	2,9%	3,4%
<i>Lutraria lutraria</i>	0,0%	1,7%	1,1%	0,0%	0,3%	0,5%	0,0%
<i>Tellina tenuis</i>	2,5%	2,2%	0,9%	0,7%	1,2%	0,5%	0,9%
<i>Thracia papyracea</i>	1,3%	1,1%	0,2%	0,2%	0,6%	0,4%	0,1%
<i>Abra nitida</i>	3,1%	1,4%	1,5%	0,4%	1,6%	0,4%	0,2%
<i>Chamelea gallina</i>	2,3%	1,6%	1,5%	2,7%	0,8%	0,2%	0,7%
<i>Nucula nitidosa</i>	6,2%	4,3%	1,9%	0,8%	1,2%	0,2%	0,4%
<i>Phaxas pellucida</i>	1,9%	0,8%	1,8%	0,4%	0,9%	0,1%	0,5%

Numerisch wurden die Mollusken 2010 durch Individuen unter 2 cm Schalenlänge dominiert und über 90 % der Tiere waren unter 3 cm lang (Abb. 4.5). Hinsichtlich der Biomasse dominieren dagegen die wenigen Individuen der höchsten Größenklassen (Abb. 4.6).

Im Jahr 2011 war der Anteil der kleinsten Individuen noch höher (Abb. 4.5). Besonders bemerkenswert ist aber der Anstieg mittelgroßer (5 bis 10 cm) Tiere, die 2011 einen großen Anteil der Biomasse stellten (Abb. 4.6). Hierbei handelt es sich vornehmlich um einjährige *Ensis americanus* aus dem starken Brutfall des Vorjahres.

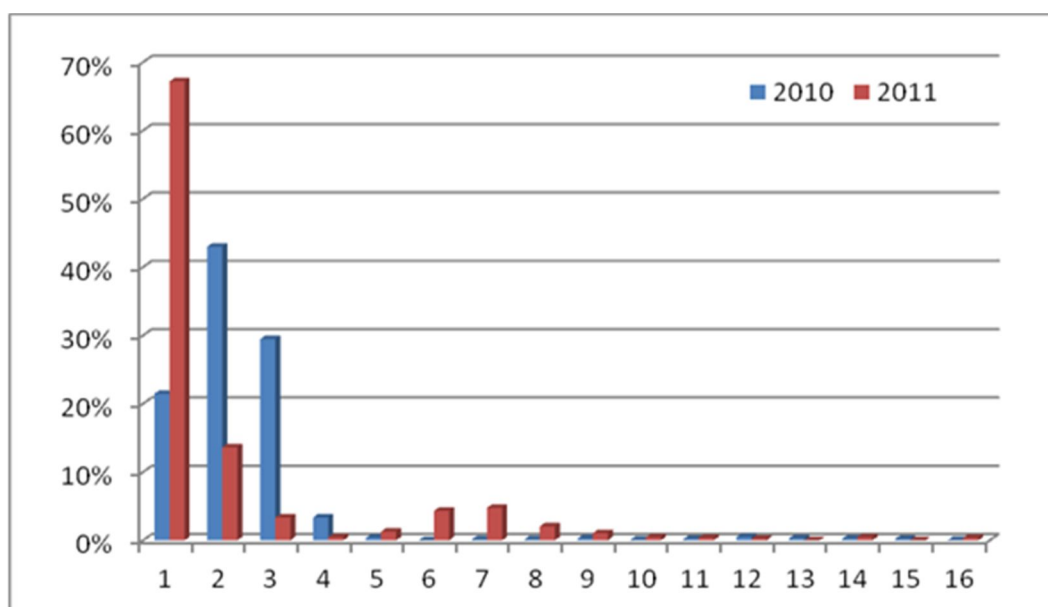


Abb. 4.5 Häufigkeitsverteilung der Mollusken über cm-Klassen der Schalenlänge im Gesamtgebiet.

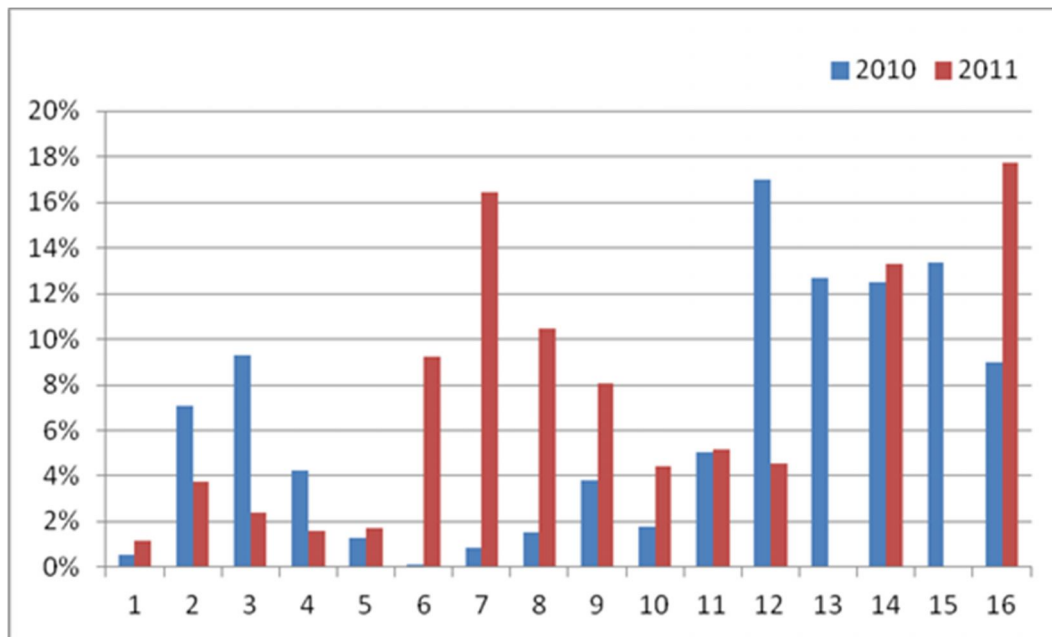


Abb. 4.6 Anteil der Größenklassen (in cm) an der Gesamtbio­masse im Gesamtgebiet.

Nach dieser Verteilung der tatsächlich im Gebiet verfügbaren Molluskenbiomasse wurden die Mollusken für die weiteren Betrachtungen in drei Größenklassen eingeteilt:

(1) Individuen bis 50 mm Schalenlänge. Sie stellen 2010 ca. 97 % aller Individuen und rund 20 % der Biomasse. Rund 20 % der Tiere waren unter 1 cm lang und damit für Trauerenten möglicherweise uninteressant. Im Jahr 2011 waren solche sehr kleinen Tiere sogar noch häufiger, der Anteil der Muscheln bis 50 mm Schalenlänge an der Biomasse lag deshalb nur bei 10 %. Die Tiere zwischen 1 und 5 cm Länge dürften die Hauptnahrung der Trauerenten ausmachen (TULP et al. 2010).

(2) Individuen zwischen 50 und 100 mm Schalenlänge. Nur etwa 1 % aller Individuen fielen 2010 in diese Größenklasse aber sie stellten etwa 8 % der Biomasse. Diese Gruppe besteht nahezu ausschließlich aus etwa einjährigen *Ensis*; im küstennahen Teil *Ensis americanus*, küstenfern meist *Ensis ensis*. Durch die vergleichsweise geringe Dichte dürften Tiere dieser Größenklasse relativ schwer zu finden und möglicherweise auch schwer erreichbar sein. Wegen der hohen Biomasse je Tier ist dies aber sicher eine sehr lohnende Beute für Trauerenten. Im Jahr 2011 lag der Anteil dieser Größenklasse sogar bei etwa 50 %.

(3) Individuen über 100 mm Schalenlänge. Weniger als 2 % der Muscheln fielen 2010 in diese Größenklasse, die aber 2/3 der Biomasse stellte (2011 ca. 38 % der Biomasse). Diese Gruppe besteht ausschließlich aus zwei- oder mehrjährigen *Ensis*. Für Trauerenten dürften diese großen Muscheln zwar lohnend sein, aber es ist unklar, ob sie auch geschluckt werden können. Zudem sind sie durch Größe, Gewicht und die längenbedingt hohe Eingrabbtiefe im Sediment sicher nur schwer zu erreichen. Daher vermuten wir, dass Tiere dieser Größe nicht mehr zum regulären Größenspektrum der Trauerentenbeute zählen und unter Normalbedingungen nicht genutzt werden.

Im Vergleich mit den Vorjahren war die Zunahme der Biomasse im Jahr 2010 vor allem durch eine Zunahme der großen und sehr großen *Ensis* bedingt (Abb. 4.7). Die relative Bedeutung aller anderen Arten

war damit rückläufig (Abb. 4.8). 2011 dominierten *Ensis* die Biomasse noch immer, nun aber besonders in der mittleren Größenklasse.

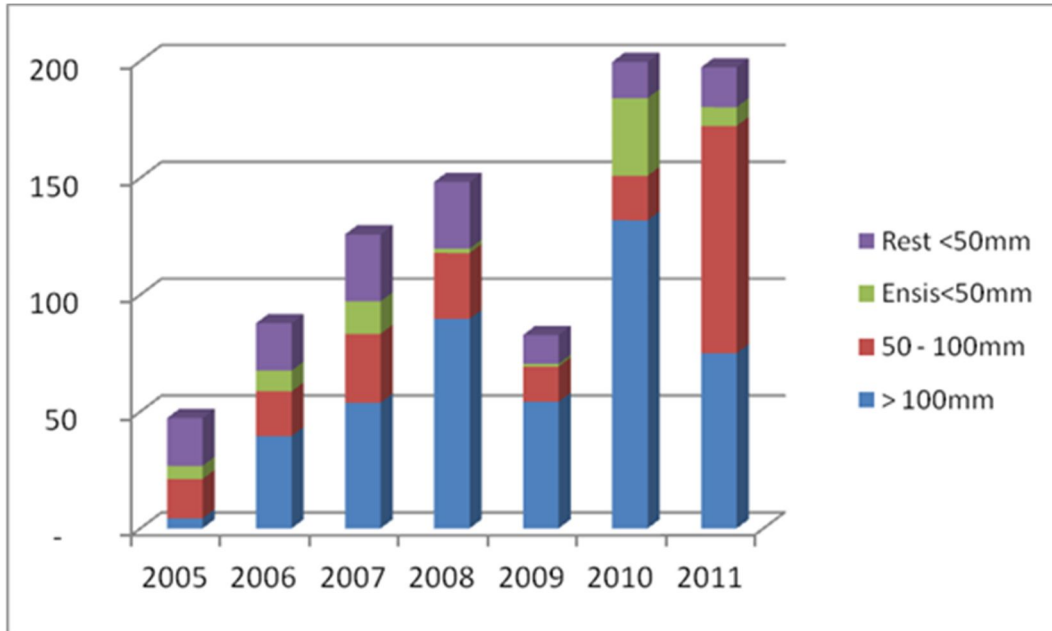


Abb. 4.7 Entwicklung der Mollusken-Biomasse (g/m^2) im Gesamtgebiet seit 2005

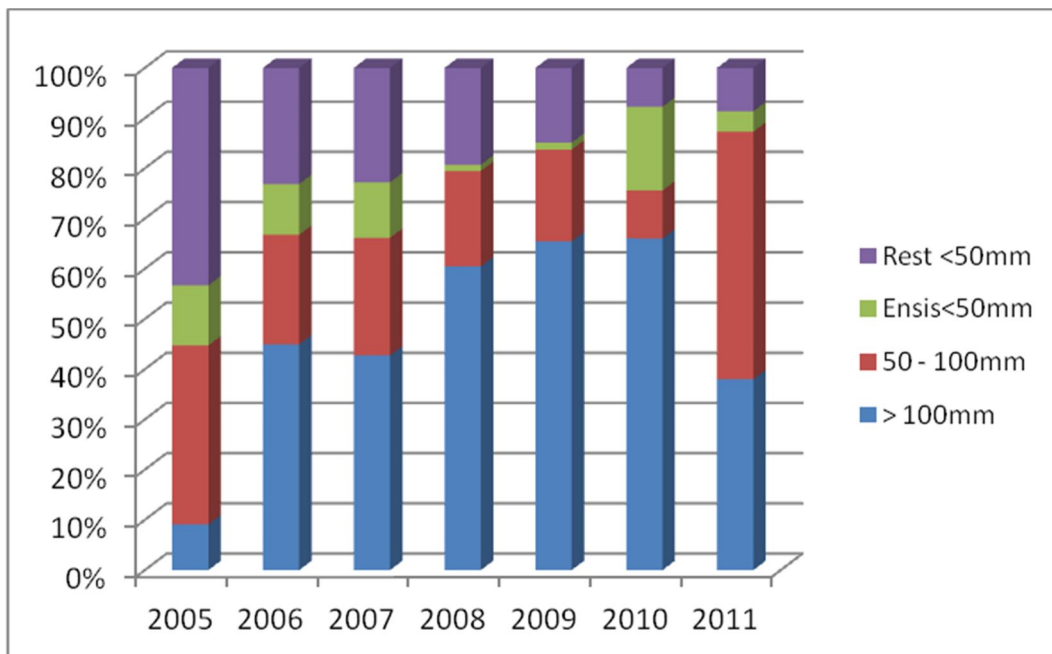


Abb. 4.8 Relative Anteile der Größenklassen an der Biomasse im Gesamtgebiet seit 2005

Die Benthosbiomasse von Muscheln bis 10 cm an den einzelnen Beprobungspunkten zeigt Abb. 4.9 für den Herbst 2010 und Abb. 4.10 für den Herbst 2011. Dabei wurden vor der Südspitze von Sylt, vor der Küste Amrums und vor den Außensänden sowie in Teilbereichen vor Eiderstedt keine Muscheln entsprechender Größenklasse gefunden. Hohe Biomassewerte der betrachteten Muschelgrößenklassen wurden hingegen

auf der Amrumbank (2011 höchster gefundener Wert im Untersuchungsgebiet) und nördlich davon im eher küstenfernen Bereich vor Sylt festgestellt. Im südlichen Teil ist die Muschelbiomasse eher geringer als im nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets.

Laut AWI war der im Vergleich der zurückliegenden Jahre sonst im Flachwasser liegende Bereich hoher Biomasse von Muscheln bis 50 mm im Herbst 2010 ungewöhnlich weit seawärts verschoben. Der Bereich hoher Biomasse von *Ensis* mit 50 bis 100 mm Schalenlänge scheint sich dagegen seit 2005 kontinuierlich nordwärts zu verlagern, blieb aber immer im landwärtigen Flachwasser.

Im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2010 war die Biomasse der Muscheln bis 50 mm Schalenlänge im Herbst 2011 deutlich geringer, an der räumlichen Verteilung änderte sich jedoch wenig. In beiden Jahren lag das Biomassemaximum dieser Größenklasse etwa 20 bis 30 km westlich Amrum. Im gleichen Gebiet befand sich 2011 auch das Maximum der Biomasse einjähriger *Ensis*. Daher kann davon ausgegangen werden, dass dieses Areal das gesamte Jahr 2011 über ein lohnender Nahrungsgrund für Trauerenten war. Im Gegensatz dazu blieb der nördwärtige „Ausläufer“ mit hoher Biomasse von kleinen Muscheln vom September 2010 nicht bis 2011 erhalten, einjährige *Ensis* fehlen hier weitgehend (Seegebiet 20 bis 30 km vor der Nordspitze von Sylt).

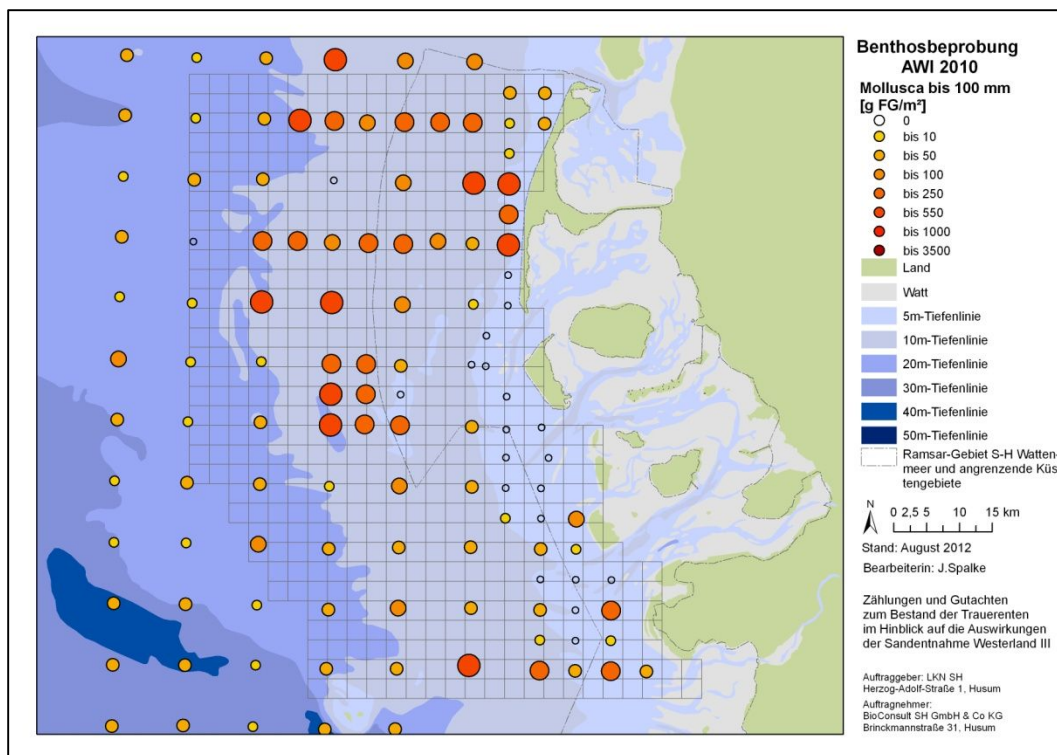


Abb. 4.9 Räumliche Darstellung der bei der Benthosbeprobung 2010 festgestellten Biomasse [g Frischgewicht/ m^2] für Mollusken bis 100 mm.

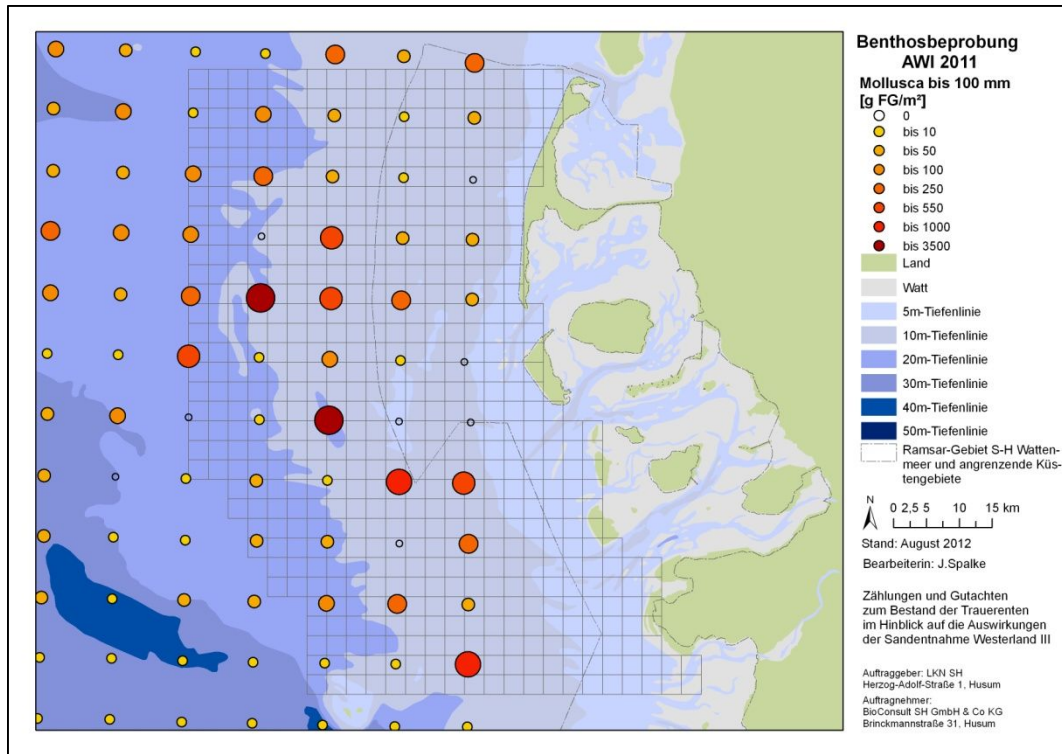


Abb. 4.10 Räumliche Darstellung der bei der Benthosbeprobung 2011 festgestellten Biomasse [g Frischgewicht/m²] für Mollusken bis 100 mm. (Im Jahr 2011 wurden weniger Punkte beprobt.)

Da die räumliche Auflösung des Benthosrasters sehr viel gröber ist als die räumliche Auflösung der Trauerenten-Verbreitungsdaten, wurden die Benthosdaten im GIS mithilfe des Instruments "Kriging" in die Fläche interpoliert und dann mit dem Trauerenten-Verbreitungs raster verschnitten, so dass für jede Rasterzelle ein Biomassewert aus dem Herbst 2010 (Abb. 4.11) und 2011 vorlag. Da im Herbst 2011 die küstennahen Probestpunkte, die im Herbst 2010 zusätzlich beprobt worden sind, sowie einige andere Probestpunkte, die im Herbst 2010 zusätzlich eingerichtet wurden, nicht beprobt worden sind, war das Ergebnis des Kriging für den Herbst 2010 deutlich differenzierter.

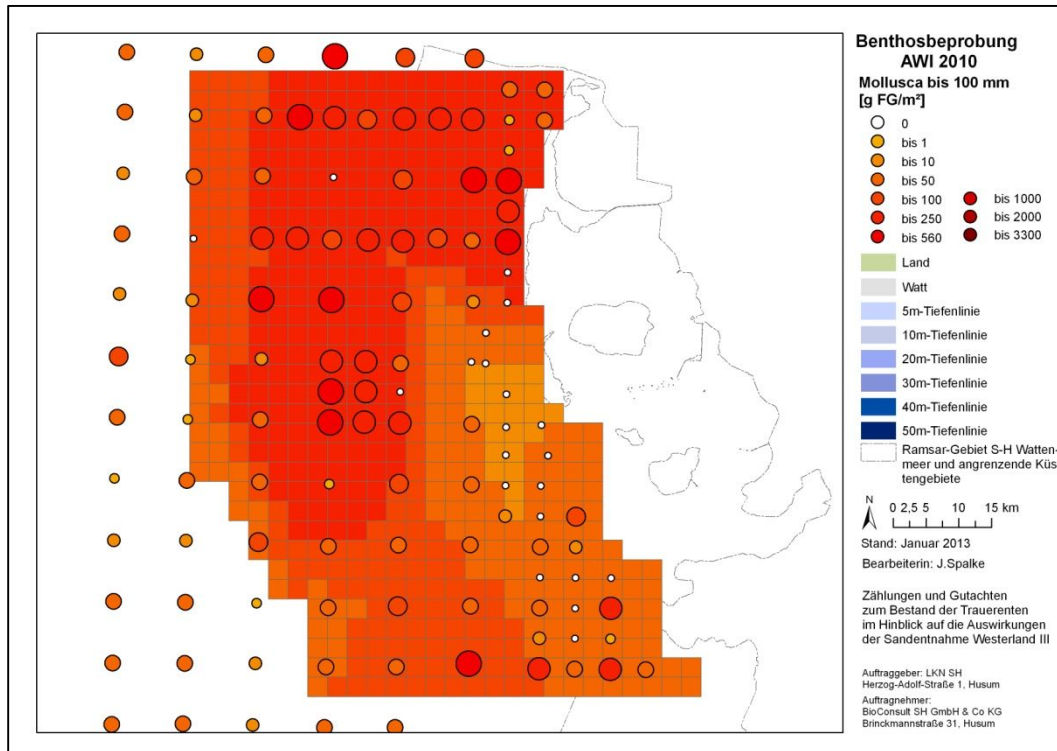


Abb. 4.11 Auf das Trauerentenraster zugeschnittene, räumlich interpolierte Daten 2010 für die statistische Auswertung.

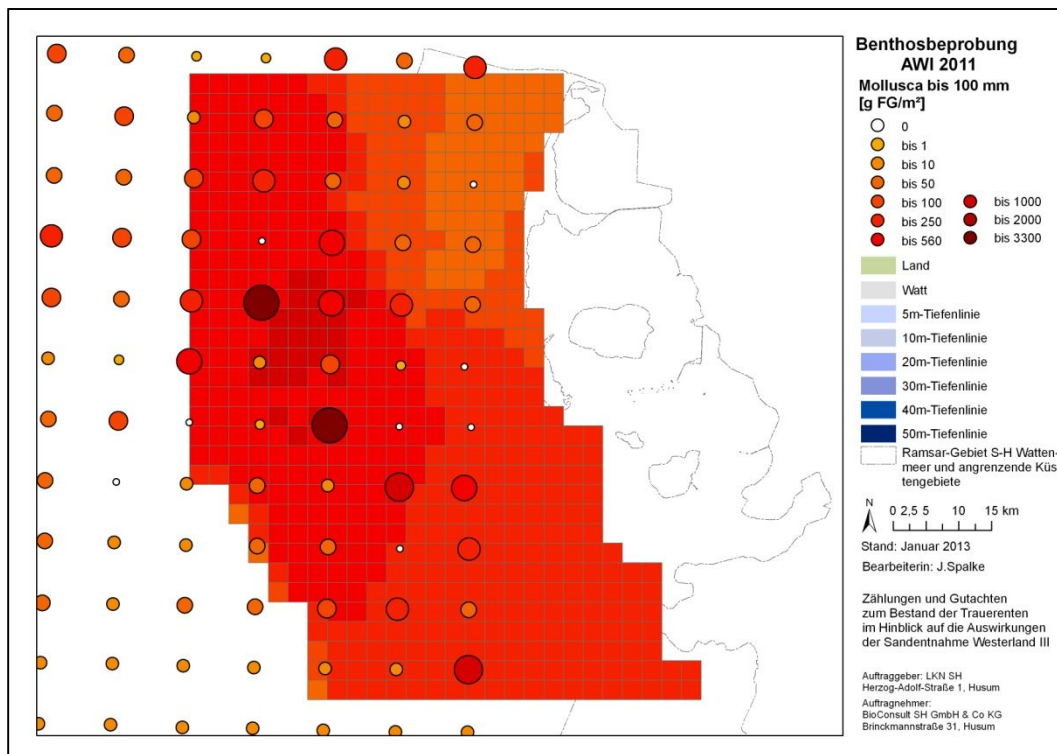


Abb. 4.12 Auf das Trauerentenraster zugeschnittene, räumlich interpolierte Daten 2011 für die statistische Auswertung.

Eine Auswertung der Muschelbiomasse hinsichtlich Sedimenttyp und Wassertiefe (Abb. 4.13) zeigt, dass im Jahr 2010 (mit der höchsten Zahl verfügbarer Daten) die Molluskenbiomasse im Flachwasser (bis 20 m) in Grobsand am höchsten war und über Mittel- zu Feinsand abnahm. Zwischen 20 und 30 m war die Biomasse in Mittelsand am geringsten, in größerer Tiefe ist Grobsand zu selten für eine Biomasseschätzung. Ganz allgemein scheint aber in Tiefen >20 m die Molluskenbiomasse in Mittelsand geringer als in Feinsand zu sein.

Die hohe Biomasse in Grobsand bis 20 m geht nahezu ausschließlich auf *Ensis* zurück. In den Jahren 2009 und 2011 war die Kombination Grobsand/Flachwasser unzureichend in den Proben vertreten, daher ist in der Abbildung keine Biomasseschätzung enthalten. In 20-30 m Tiefe war die Biomasse in Grobsand jeweils sehr gering, weil *Ensis* in diesen Jahren nicht so weit vorgedrungen war.

Typische "Mittelsandarten" wären *Spisula solida* und *Spisula elliptica* sowie *Tellina tenuis*. Letztere war (in historischer Zeit) wohl nie besonders häufig, die *Spisula*-Populationen sind in den letzten 20 Jahren stark zurückgegangen (genauso wie *Spisula subtruncata* in Feinsand). Weiter nördlich (vor Dänemark) sollen die *Spisula*-Arten noch häufig sein, möglicherweise handelt es sich um eine temperaturbedingte Nordverschiebung der Vorkommen. *Ensis* kann diese Nische wohl nur im Flachwasser füllen.

Generell ist auf Mittelsand allerdings ohnehin die geringste Artenvielfalt bei Muscheln zu erwarten, weil Mittelsand gewöhnlich weniger lagestabil ist als Fein- und Grobsand, was vor allem kritisch während der Rekrutierungsphase ist.

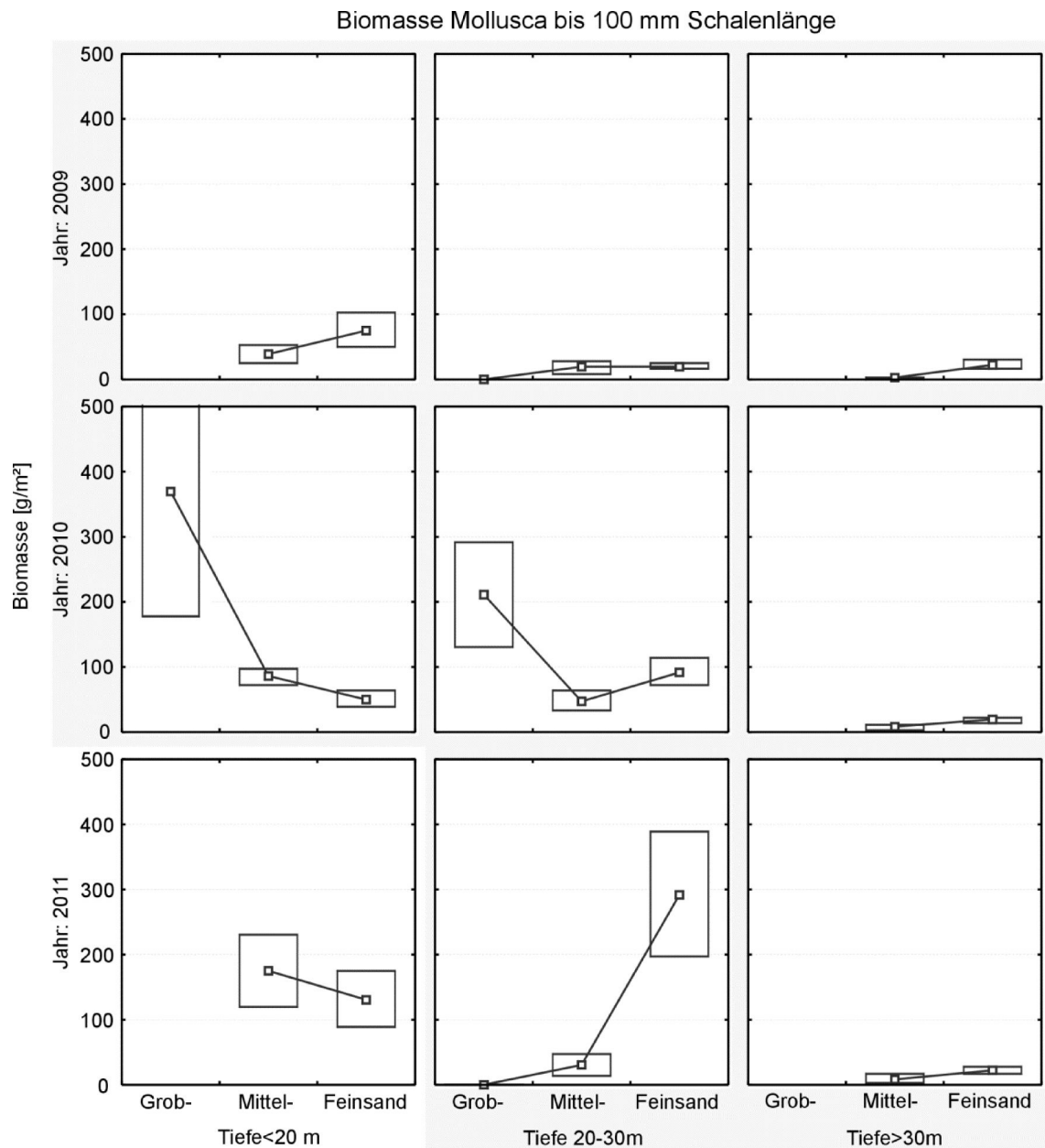


Abb. 4.13 Biomasse der Mollusken bis 100 mm Schalenlänge nach Wassertiefe und Sedimenttyp.

4.5 Schiffsaufkommen

4.5.1 Vessel Monitoring System (VMS)

Das Vessel Monitoring System (VMS) ist ein satellitengestütztes Überwachungssystem für Fischereischiffe. Die Daten enthalten alle Schiffsbewegungen von Fischereifahrzeugen ab 15 m Länge (ab 2012 auch ab 10 m Länge) von deutschen Schiffen. Ausländische Fischer müssen im deutschen Hoheitsgebiet ebenfalls ihre Daten übermitteln. Erfasst werden neben Identifikationsdaten die Position, Zeit, Geschwindigkeit und Kurs mit einer zeitlichen Auflösung von einem Datensatz alle zwei Stunden.

Die Daten wurden bei der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) angefragt. Dort war es lediglich möglich, Daten ab dem Zeitpunkt der Anfrage für das gewünschte Untersuchungsgebiet

herauszugeben, zurückliegende Daten sind nach Auskunft der Behörde nicht verfügbar. Es wurde also vereinbart, einen Jahreszyklus anonymisierter Daten ab dem 15.8.2010 anzufordern, der quartalsweise geliefert wurde. Es liegen nunmehr Daten aus dem Zeitraum 15.8.2010 bis 31.12.2011 vor.

Vom von-Thünen-Institut für Seefischerei und für Fischereiökologie (vTI) wurde ein weiterer Datensatz VMS-Daten aus dem Jahr 2009 zur Verfügung gestellt, der zusätzlich zu oben genannten Parametern den Fischereityp enthält. Diese Information bestätigt die Annahme, dass der deutlich überwiegende Teil der im Untersuchungsgebiet vom VMS erfassten Fahrzeuge Krabbenkutter sind. Diese Datensätze sind beim vTI für die darauffolgenden Jahre noch nicht verfügbar. Es ist allerdings davon auszugehen, dass die Art der Fischerei über die Jahre nur geringe Veränderungen aufweist.

Im Jahresverlauf erkennt man eine wechselnde räumliche Verteilung der Kutter. Auch ist im Winter die Aktivität geringer als im Sommer. Im Januar und Februar ist eine weit gestreute Verteilung zwischen der 10 m und 20 m Tiefenlinie zu erkennen, im März nimmt die Aktivität deutlich zu und erschließt auch die flacheren Gebiete vor der Küste und in den Prielen. Im April und Mai verlagert sich die Aktivität in die Bereiche mit einer Tiefe von 10 m und geringer. In den Sommermonaten Juni bis August bleibt die Verteilung küstennah, bildet aber einen deutlichen Schwerpunkt vor Eiderstedt und einen kleinen Schwerpunkt vor Nordsylt aus. Im Herbst ist die Verteilung in Nord-Südrichtung wieder gleichmäßiger ausgeprägt und beginnt auch wieder westwärts zuzunehmen.

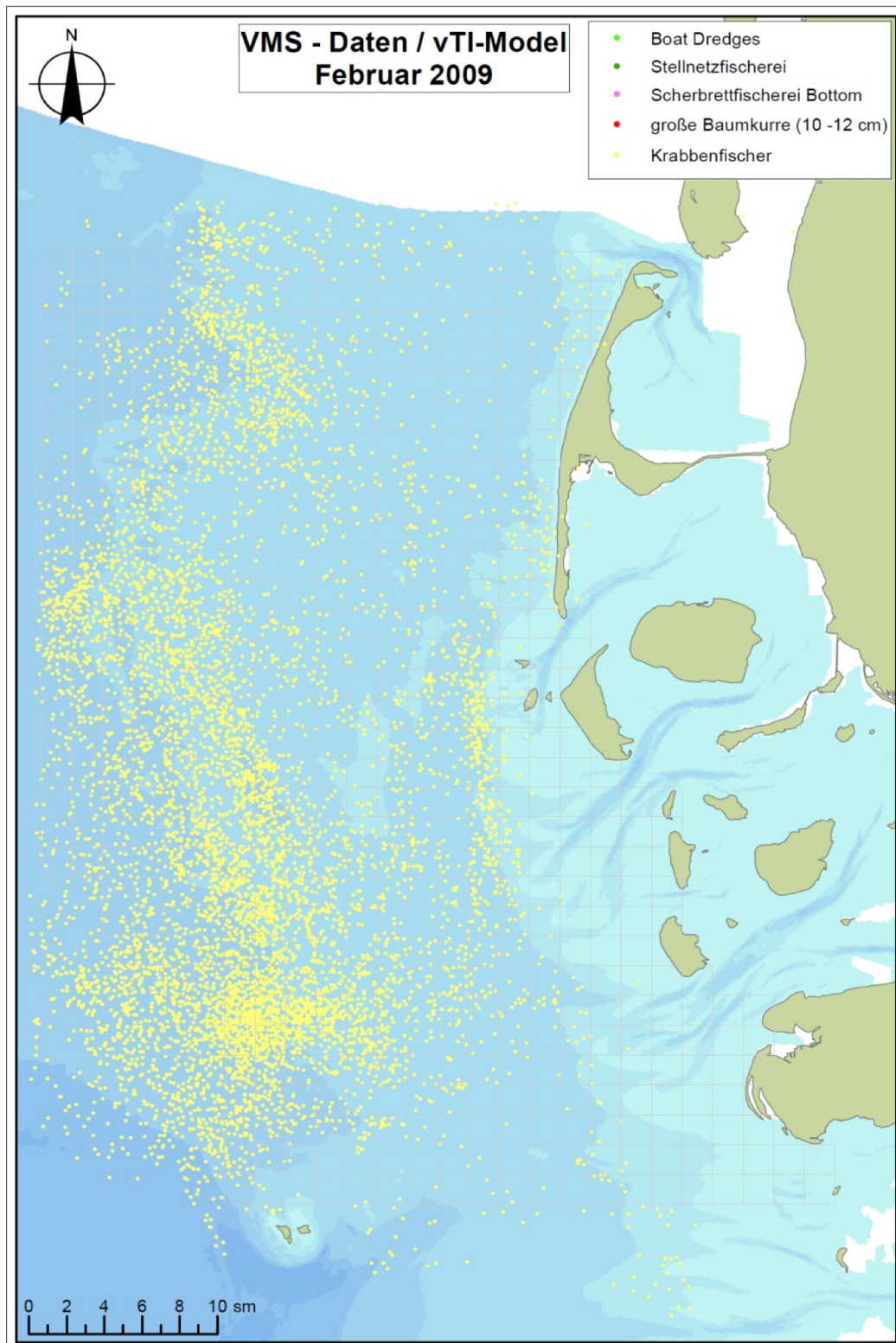


Abb. 4.14 Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im Februar 2009

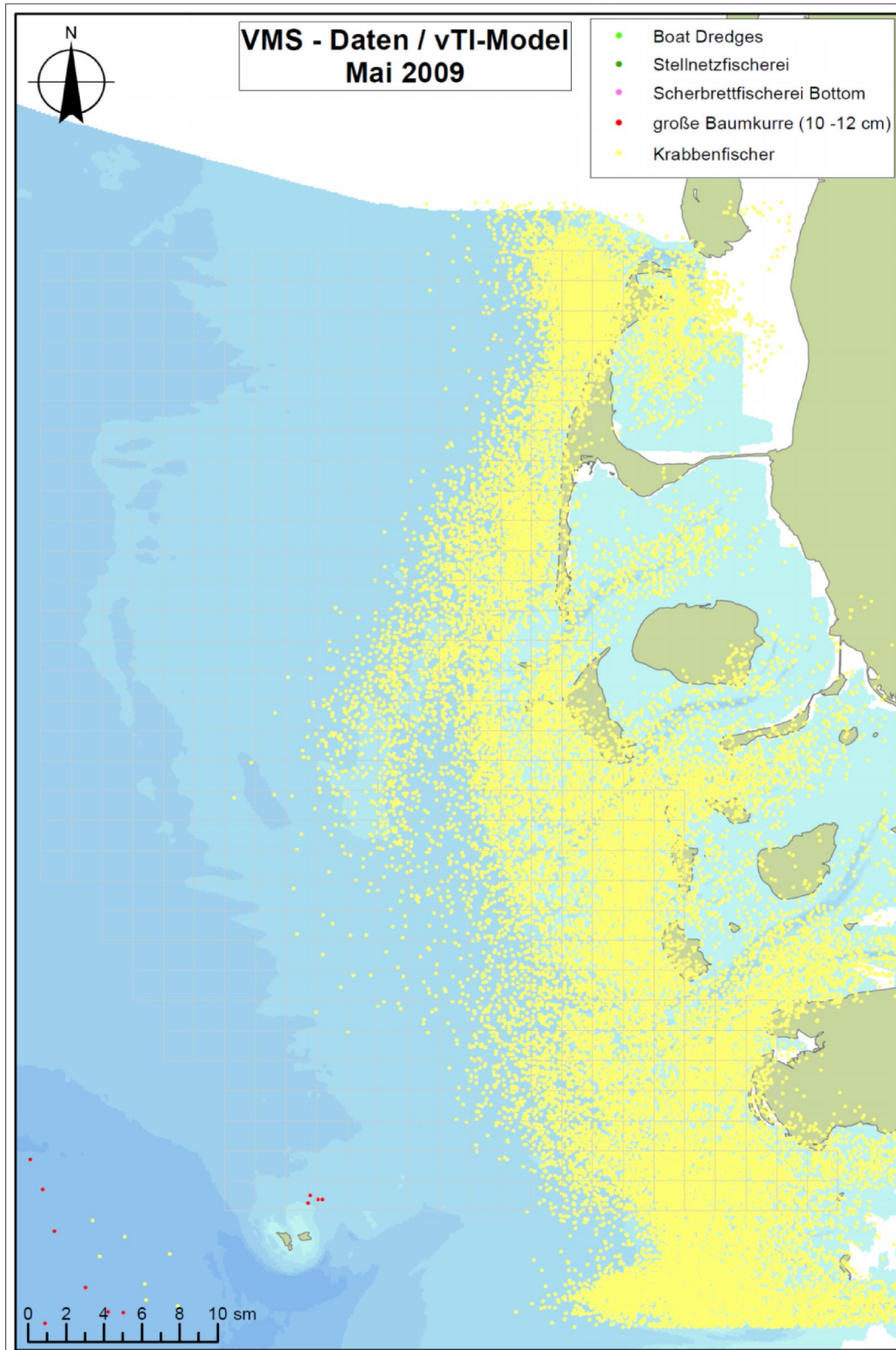


Abb. 4.15 Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im Mai 2009

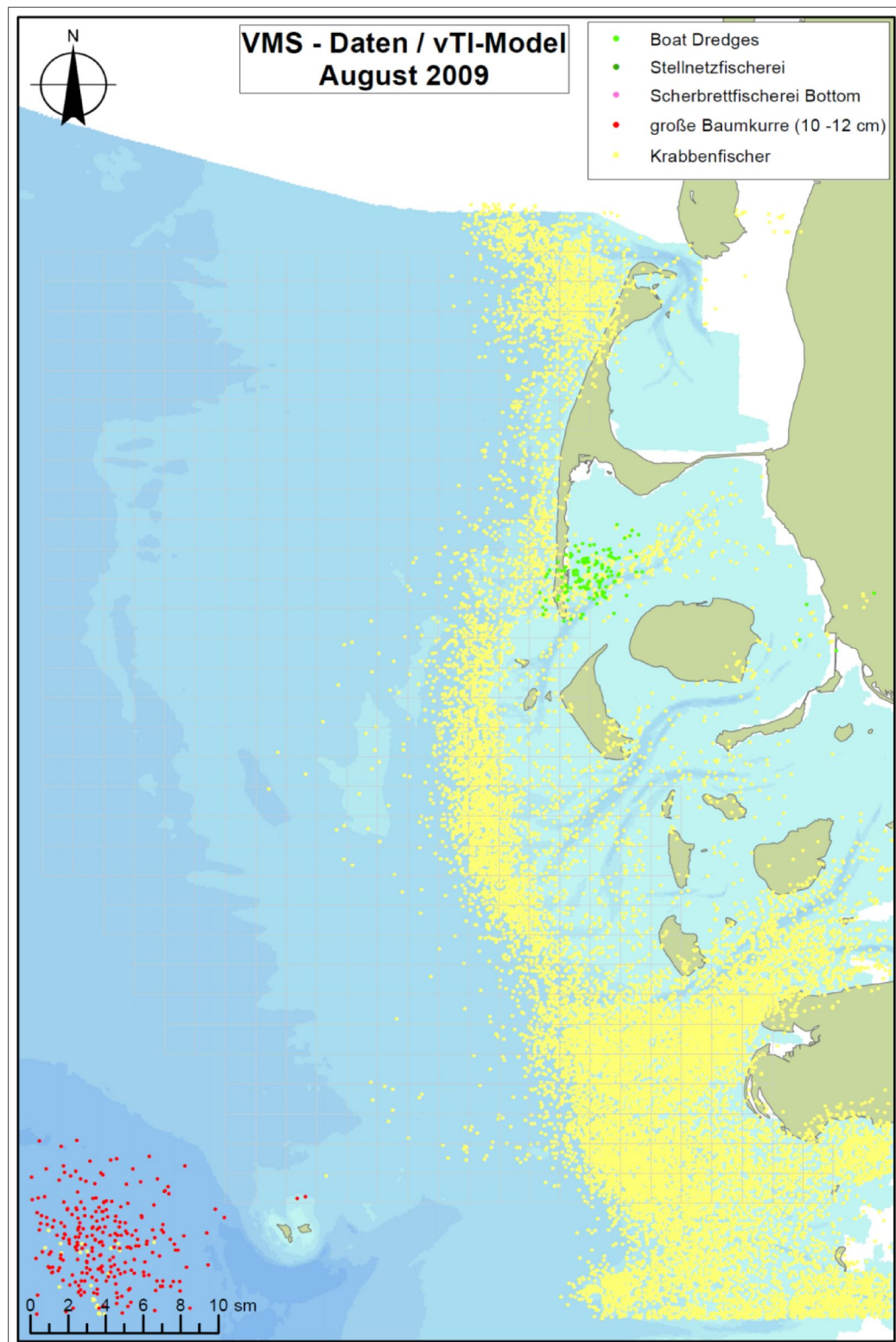


Abb. 4.16 Fischereifahrzeuge nach VMS-Daten im August 2009

4.5.2 Automatic Identification System (AIS)

Das Automatic Identification System (AIS) ist ein Funksystem, das im Jahr 2000 von der Internationalen Seeschiffahrts-Organisation (IMO) als verbindlicher Standard festgelegt wurde, um durch den Austausch

von Navigations- und anderen Schiffsdaten die Sicherheit und die Lenkung des Schiffsverkehrs zu verbessern. Es ist verpflichtend für alle Schiffe der Berufsschiffahrt über 500 BRZ (Klasse A) und sonstige Schiffe über 20 m Länge oder mit mehr als 50 Passagieren (Klasse B). Andere Fahrzeuge nehmen nur auf freiwilliger Basis daran teil. Die Kurs- und Positionsdaten werden bei fahrenden Schiffen der Klasse A alle 6-10 Sekunden erfasst, bei Schiffen der Klasse B alle 30 Sekunden.

Die AIS-Daten wurden mit Genehmigung der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord (WSD) vom Wasser- und Schifffahrtsamt Wilhelmshaven (WSA) zur Verfügung gestellt. Wir erhielten Datensätze des kompletten Jahresgangs 2011. Für die Auswertung wurden die Daten auf einen Datensatz pro 10 Minuten reduziert.

Die Daten decken den überwiegenden Teil der Krabbenkutterflotte ab und bieten eine höhere zeitliche Auflösung als die VMS-Daten. Zudem sind weitere Schiffsbewegungen der Berufs- und auch Sportschiffahrt enthalten.

Die genaue zeitliche Auflösung der Daten bietet die Möglichkeit, die Schiffspositionen mit den Zeitpunkten der Befliegung zu synchronisieren. So wurden die Schiffspositionen den Rasterzellen des Gitternetzes zugeordnet und für jede Rasterzelle die Anzahl Schiffsbewegungen ermittelt, die zum Zeitpunkt der Befliegung erfasst wurde. Dabei wurde eine Toleranz von +/-2 Stunden eingeräumt, da in diesem Zeitraum Störungen einen Einfluss auf die Präsenz der Trauerenten haben könnten.

Die folgenden Abbildungen (Abb. 4.17-Abb. 4.19) zeigen die Schiffsdaten exemplarisch für die Monate April, August und Dezember. Es ist deutlich das im Winter geringere Schiffsaufkommen zu erkennen. Im Gegensatz zu den Fischereifahrzeugen sind bei den übrigen Schiffen Routen zu erkennen.

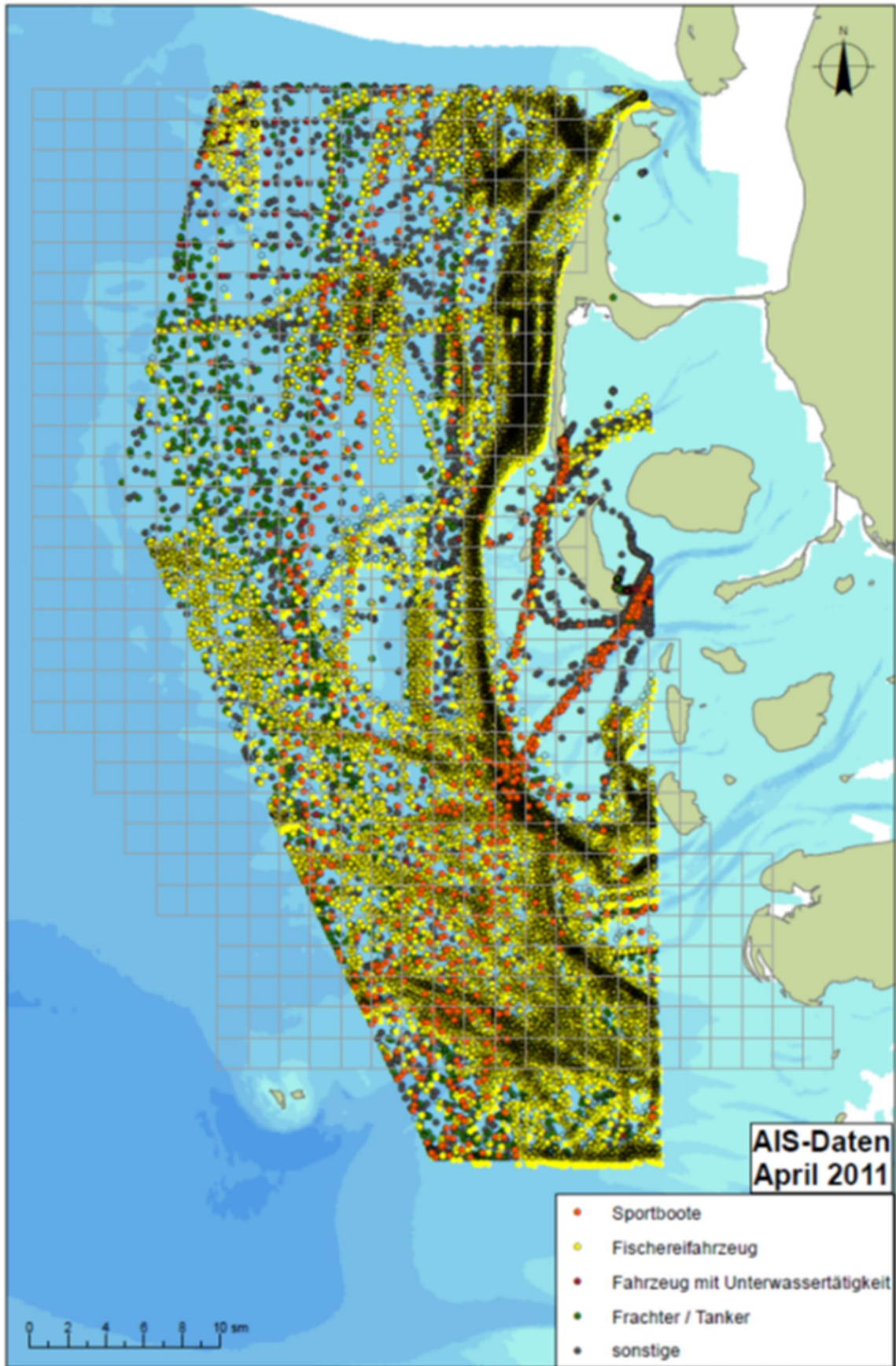


Abb. 4.17 Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im April 2011.

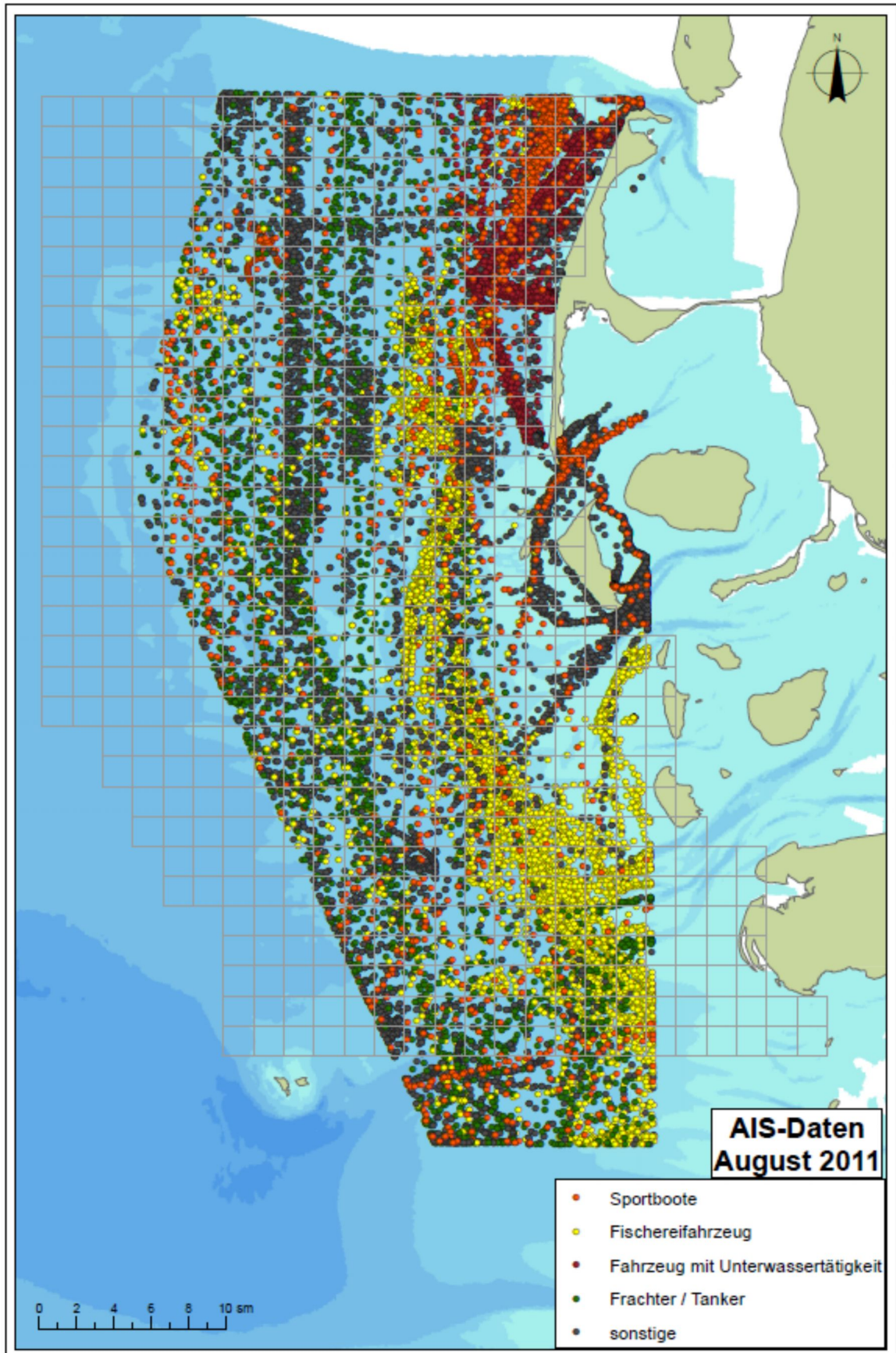


Abb. 4.18 Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im August 2011.

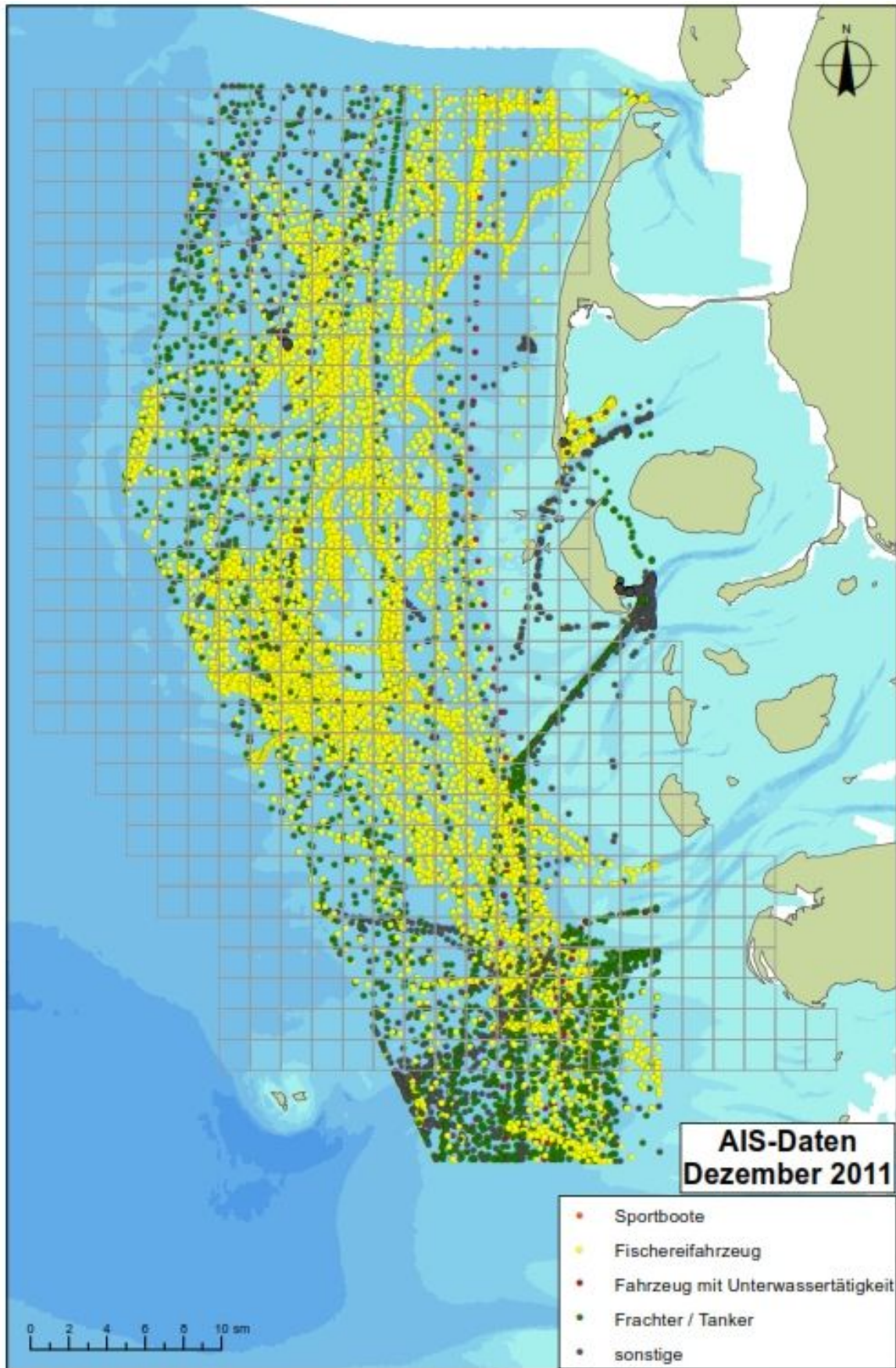


Abb. 4.19 Schiffsbewegungen nach AIS-Daten im Dezember 2011.

4.5.3 Schiffssichtungen

Neben den automatisch aufgezeichneten Schiffsdaten durch das VMS bzw. AIS wurden auch während der Flugzeugzählungen alle gesichteten Schiffe miterfasst (Abb. 4.20). Während aller Flüge wurden in der Summe pro Rasterzelle maximal 12 Schiffe erfasst. Am regelmäßigsten wurden Schiffe im Bereich bis etwa 12 km vor der Westküste von Sylt, im Bereich der Amrumbank sowie westlich der Außensände erfasst. In der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebiets wurden von Norden bis Süden nur vereinzelt Schiffe während der Befliegungen festgestellt.

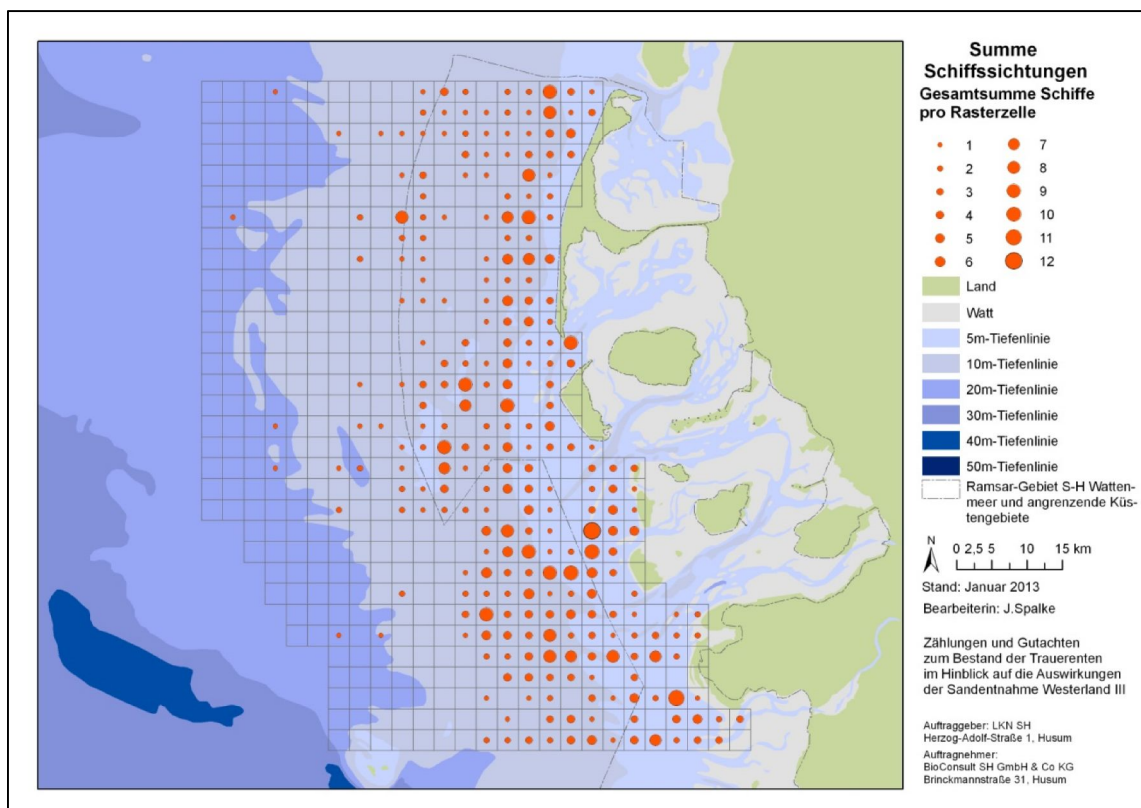


Abb. 4.20 Summe während aller Flüge gesichteten Schiffe pro Rasterzelle. $N = 788$.

4.6 Vereisung

Während der Zählflüge wurden Eisbeobachtungen protokolliert, die in Abb. 4.21 dargestellt sind. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurde während drei Flügen Eis gesichtet. Dabei bildeten sich nur am 11.02.2012 größere Eisfelder aus. Meistens wurde die Eisbedeckung relativ küstennah vor den Inseln festgestellt.

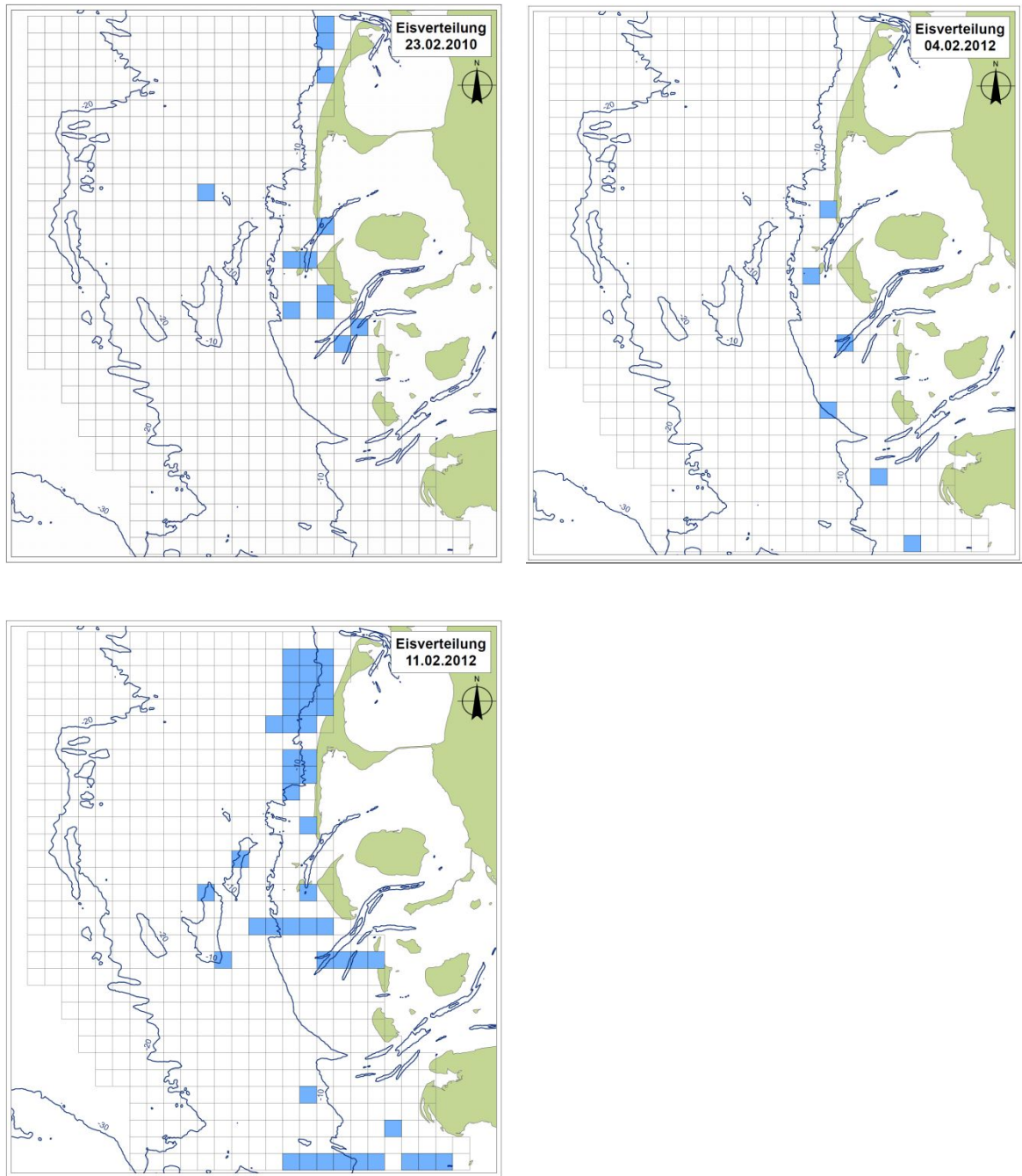


Abb. 4.21 Beobachteter Eisgang während der Erfassungsflüge am 23.03.2010, 04.02.2012 und 11.02.2012.

5 MULTIFAKTORIELLE ANALYSE

Für die statistische Auswertung der Daten wurden zwei verschiedene Ansätze untersucht. Zum einen wurden die Trauerentenerfassungen monatsweise zusammengefasst und die Modellierung so mit mittleren monatlichen Dichten durchgeführt. Zum anderen wurden Einzelflüge ausgewählt, die in einem gemeinsamen Modell untersucht wurden.

Der Vorteil in der Auswertung von Monatsmittelwerten liegt darin, dass alle Flüge in die Auswertung eingehen, allerdings lassen sich dann nur solche erklärenden Habitatparameter hinzunehmen, die auch sinnvoll als Monatsmittelwerte ausgedrückt werden können. So sind die statischen Habitatparameter wie Wassertiefe oder Sedimenttyp sehr gut für eine solche monatliche Auswertung geeignet. Jedoch gibt ein Monatsmittelwert zur Strömung eine so grobe Angabe, dass ein sinnvoller Zusammenhang mit der Trauerentenverbreitung, nur schwer herstellbar ist.

Für die Einzelflugauswertung konnten hingegen die Habitatparameter direkt für den Flugtag angegeben werden, z.B. Schiffsdichte zwei Stunden vor und nach dem Flug oder die tatsächlich am Flugtermin gemessenen Strömungen. Der Nachteil bei dieser Auswertung liegt allerdings darin, dass nicht alle Flüge in das Modell mit hineingenommen werden konnten, da einige Flüge sehr viele Nullwerte, also Rasterzellen ohne Trauerentensichtungen, enthielten. Für diese Flüge gab es keinen Weg der statistischen Auswertung, da es kaum Modelle gibt, die mit diesem Nullüberschuss umgehen können (sog. „zero inflation“).

Insbesondere bei den Flügen zur Mauserzeit konnten keine statistischen Analysen durchgeführt werden, da in diesem Zeitraum die Trauerenten sehr stark konzentriert in nur einem kleinen Bereich des Untersuchungsgebiets vorkamen, so dass der Anteil an unbesetzten Rasterzellen zu hoch war für eine sinnvolle Auswertung. Daher kamen für die Einzelflugauswertung nur Flüge aus dem Winterhalbjahr in Betracht, bei denen eine gute Gesamtabdeckung des Untersuchungsgebiets sowie eine hohe Trauerentenpräsenz in den Rasterzellen vorkamen.

Im Folgenden ist die Auswertung der Einzelflüge dargestellt, die den Überwinterungsbestand charakterisieren. Im Anhang sind weiterhin die Ergebnisse der monatsweise gemittelten Flüge beigefügt. Jedoch haben auch bei dieser Auswertung die Daten aus dem Winter einen deutlich größeren Einfluss auf das Modellergebnis als die Sommerdaten, da deutlich mehr Daten aus dem Winter vorliegen und diese die Sommerdaten überlagern. Die gefundenen Ergebnisse beider Modellansätze (Monatsmittelwerte und Einzelflüge) ähneln sich dementsprechend auch.

5.1 Methodik der statistischen Auswertung

Um den Einfluss verschiedener Habitatvariablen auf das Vorkommen überwinternder Trauerenten statistisch zu überprüfen, wurden 13 geeignete Flüge zwischen September und März 2011 und 2012 ausgewählt, wobei sich die Auswahl daran orientierte, dass während des Fluges eine möglichst hohe Abdeckung des Gebietes stattfand und möglichst viele der erfassten Rasterzellen Trauerentenpräsenz aufwiesen (für Datenübersicht s. Tab. 5.1). Für jeden dieser 13 Flüge wurden folgende Parameter pro Rasterzelle bestimmt: Trauerentendichte (Ind./Rasterzelle, s. auch Kap. 3), minimale Wassertiefe (in m, s. auch Kap. 4.1), größtes vorkommendes Sediment (in 8 Kategorien aufgeteilt: 1= >50 % Schlickanteil, 2=21-50 % Schlickanteil, 3=11-20 % Schlickanteil, 4= Feinsand, 5= Mittlgröber bis Feinsand, 6=

Mittelgrober Sand, 7= Grobsand, 8= Kies, Steine, s. auch Kap. 4.2), Strömungsstärke (maximale Strömung pro Rasterzelle in m/s, s. auch Kap. 4.3), Benthosdichte der Größenklasse bis 10 cm (in g Frischgewicht /m², s. auch Kap. 4.4) und Schiffsaufkommen (Anzahl der pro Rasterzelle mithilfe eines AIS aufgezeichneten bzw. aus dem Flugzeug gesichteten Schiffe, s. auch Kap. 4.5). Bei Parametern, die innerhalb einer Rasterzelle unterschiedliche Werte aufnehmen, wurden jeweils die Extremwerte verwendet, von denen eine besondere Bedeutung für die Verbreitung der Trauerente angenommen werden kann (z.B. minimale Wassertiefe aufgrund der möglichen Attraktionswirkung), um die Unterschiede in den Rasterzellen möglichst deutlich herauszuarbeiten.

Tab. 5.1 Übersicht über die Datenlage der Habitatvariablen für die ausgewählten 13 Flüge in der Wintersaison.

Flugdatum	Monat	Jahr	Wassertiefe (statisch)	Sedi-ment (statisch)	Strömung	AIS	Schiffs-sichtungen Flugzeug	Benthos
25.09.2010	X	X	X	X	X		X	X
26.10.2010	X	X	X	X	X		X	X
16.11.2010	X	X	X	X	X		X	X
19.01.2011	X	X	X	X	X	X	X	X
23.03.2011	X	X	X	X	X (teils)	X	X	X
16.09.2011	X	X	X	X	X	X	X	X
13.10.2011	X	X	X	X	X	X	X	X
21.11.2011	X	X	X	X	X	X	X	X
23.01.2012	X	X	X	X	X		X	X
02.02.2012	X	X	X	X	X		X	X
04.02.2012	X	X	X	X	X		X	X
11.02.2012	X	X	X	X	X		X	X
15.03.2012	X	X	X	X	X		X	X

Mit diesen Variablen wurde ein General Additive Model (GAM) berechnet, wobei der Einfluss der Habitatvariablen *Wassertiefe*, *Sediment*, *Strömung*, *Benthos* und *Schiffsaufkommen* unter Berücksichtigung der Einflüsse von *Monat* und *Jahr* auf die Trauerentenpräsenz- bzw. -dichte pro Rasterzelle und Flug berechnet wurde.

Da selten mehr als ein Schiff pro Rasterzelle gesichtet wurde, wandelten wir die Variable *Schiffsaufkommen* in eine binominale Variable um. Sediment 1 und 2 kamen im Untersuchungsgebiet nicht vor, für Sedimenttyp 3 und 8 lagen insgesamt nur wenige Werte vor, weswegen diese Rasterzellen aus der Analyse ausgeschlossen wurden. Ebenso waren Rasterzellen mit einer minimalen Wassertiefe unter -18 m und Benthosdichten über 250 g/m² stark unterrepräsentiert und wurden ebenfalls aus der Analyse ausgeschlossen.

Da der Trauerentendichte-Datensatz mit 76 % einen sehr hohen Anteil an Nullwerten aufwies, und dies für die Berechnung eines GAM problematisch sein kann, wurde in zwei Schritten vorgegangen:

Im ersten Schritt wurde die abhängige Variable *Trauerentendichte* in die binominale Variable *Trauerentenpräsenz* umgewandelt, es wurde so überprüft, in wie weit die Trauerenten An- bzw. Abwesenheit in einer Rasterzelle von den genannten Variablen beeinflusst wird. Hierzu wurde ein GAM berechnet, in welchem *Trauerentenpräsenz* als abhängige Variable, *Wassertiefe*, *Sediment*, *Strömung*,

Benthos und *Monat* sowie die Interaktion von *Monat mit Wassertiefe* als kontinuierliche unabhängige Variablen und *Schiffsaufkommen* und *Jahr* als zweistufige Faktoren im Modell spezifiziert wurden. Die Interaktion von *Monat mit Wassertiefe* wurde in das Modell hineingenommen, um zu überprüfen, ob es eine sich saisonal ändernde Präferenz für verschiedene Wassertiefen gab, was z.B. der Fall sein kann, wenn Ressourcen im eigentlich bevorzugten Habitat zunehmend ausgeschöpft werden. Jedoch erbrachte nur die Interaktion Wassertiefe mit Monat verwertbare Ergebnisse, für die anderen Habitatvariablen erbrachte der Interaktionsterm keine verwertbaren Ergebnisse. Da die Variablen *Sediment* nur vier und *Monat* sechs Stufen aufweisen, wurde die Anzahl der Knotenpunkte für diese Variablen auf vier bzw. sechs begrenzt; für *Wassertiefe*, *Strömung* und *Benthos* wurde die Standardeinstellung verwendet. Das GAM wurde an eine binominale Verteilung angepasst. Es wurde die Methode „backward selection“ angewandt, was bedeutet, dass nicht signifikante Variablen schrittweise (beginnend mit der am wenigsten signifikanten Variable) aus dem Modell ausgeschlossen wurden, bis nur noch signifikante Variablen im Modell vorhanden waren.

Im zweiten Schritt berechneten wir den Effekt all dieser Variablen auf die Trauerentendichte unter Berücksichtigung nur der Rasterzellen, in denen Trauerenten präsent waren. Es wurde somit überprüft, in wie weit gegebene Habitatvariablen die Trauerentendichte beeinflussen, wenn Trauerenten präsent sind. Dieses GAM folgt dem oben beschriebenen, mit dem einzigen Unterschied, dass es an eine Quasipoisson statt an eine binominale Verteilung angepasst wurde und dass der Datensatz wegen nicht ausreichender Datenlage für hohe Strömungswerte auf Strömungsstärken unter 0,86 m/s beschränkt werden musste.

Für die statistische Berechnung verwendeten wir das Programm R Version 2.15.2.

Da noch mehrere Flugerfassungen über einen Zeitraum von über zwei Jahren zur Verfügung standen, für die zwar die statischen Habitatvariablen (Wassertiefe und Sediment) nicht jedoch die dynamischen Habitatvariablen (Strömung und Benthos) vorlagen, wurde ebenfalls ein Modell berechnet, in welchem alle Flüge berücksichtigt wurden, jedoch nur der Einfluss der statischen Variablen überprüft werden konnte. Da die Ergebnisse sich jedoch nicht grundlegend von den hier vorgestellten unterscheiden, wird hier darauf nicht weiter eingegangen. Die Ergebnisse sind jedoch im Anhang A einzusehen.

Eine separate statistische Auswertung für die während der Mauserzeit durchgeführten Flüge konnte aufgrund der sehr starken Clusterung der Trauerenten und der geringen Trauerentendichten und den daraus resultierenden sehr großen Anzahlen an unbesetzten Rasterzellen nicht durchgeführt werden, da die Datenlage für eine Überprüfung der Habitatvariablen auf die Trauerentenpräsenz bzw. -dichte während der Mauserzeit nicht ausreicht. Die Mauserbestände sind zwar im Modell, welches die Monatsmittelwerte heranzieht (im Anhang A) berücksichtigt, doch leiten sich die Ergebnisse hauptsächlich aus den Dichtewerten der Wintermonate ab, weshalb sie sich von den Ergebnissen der hier dargestellten Modelle kaum unterscheiden.

5.2 Effekt verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentenpräsenz

Wassertiefe, *Benthos*, *Strömung* und *Monat* sowie die Interaktion von *Monat mit Wassertiefe* haben einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Trauerentenpräsenz (Tab. 5.2). *Jahr*, *Sediment* und *Schiffsaufkommen* hingegen haben keinen signifikanten Einfluss ($p > 0,05$) und wurden aus dem Modell

ausgeschlossen. Das Modell erklärt 15,3 % der Variabilität in den Daten. Wie an den Chi²-Werten in Tab. 5.2 zu erkennen, weist die Interaktion von *Wassertiefe mit Monat* hierbei den weitaus stärksten Effekt auf.

Wie in Abb. 5.1 zu sehen war die Trauerentenpräsenz bei Wassertiefen von ca. -13 bis -4 m generell am höchsten. Zu Beginn der Wintersaison im September bis November wurden auch Flachwasserbereiche intensiv genutzt, was mit fortschreitender Saison stark abnahm. Zum Ende der Saison im Februar/März ist eine leicht zunehmende Präsenz im tiefen Wasser bis zu ca. -16 m zu erkennen. Tieferes Wasser wurde generell kaum genutzt (Abb. 5.1). Die Trauerentenpräsenz war bis ca. Januar generell hoch und nahm dann bis März ab.

Abb. 5.2 zeigt, dass die Trauerentenpräsenz bei Benthosdichten bis zu ca. 150 g/m² über dem allgemeinen Mittelwert schwankt, bis zu ca. 200 g/m² beim allgemeinen Mittelwert liegt und bei höheren Benthosdichten unter den Mittelwert absinkt. Weiterhin liegt die Trauerentenpräsenz bei Strömungswerten von bis zu ca. 0,5 m/s über dem allgemeinen Mittelwert, bei stärkerer Strömung liegt sie darunter. Hierbei ist generell eine kontinuierliche Abnahme der mittleren Trauerentenpräsenz mit zunehmender Strömung zu erkennen (Abb. 5.2).

Tab. 5.2 *Ergebnisse des GAM zur Analyse des Einflusses verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentenpräsenz.*

abhängige Variable: Trauerentenpräsenz pro Rasterzelle pro Erfassungsflug			
Unabhängige Variable	edf (df)	Chi ²	p
Wassertiefe	1,0	4,6	<0,05
Benthos	7,9	77,1	<0,001
Strömungsstärke	5,7	96,0	<0,001
Monat	4,8	20,3	<0,01
Wassertiefe*Monat	20,2	158,5	<0,001

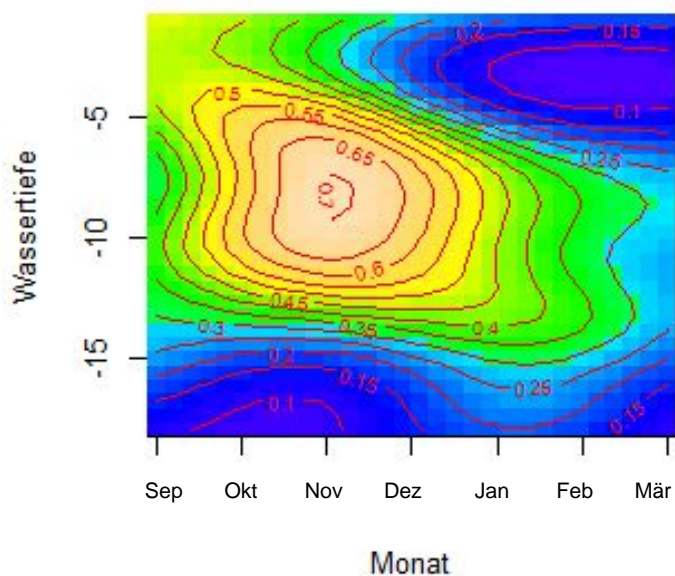


Abb. 5.1 Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentenpräsenz. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentenpräsenz an, blaue die mit der niedrigsten. Die Isoklinen geben die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentenpräsenz (0-1) an.

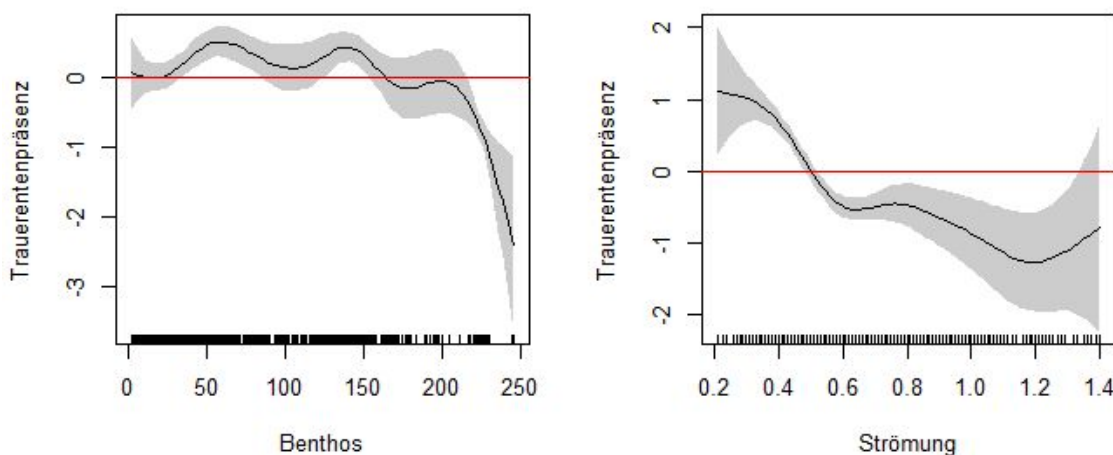


Abb. 5.2 Einfluss von Benthosdichte ($\text{g Frischgewicht/m}^2$) (links) und Strömung (m/s) (rechts) auf die Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert dar, die schwarze Kurve zeigt an, in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.

5.3 Effekt verschiedener Habitatvariablen auf die Trauerentendichte

Abgesehen von *Schiffsaufkommen* haben alle Variablen einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Trauerentendichte. Wie anhand der F-Werte in Tab. 5.3 zu erkennen, weisen *Benthos* und *Sediment* die stärksten Effekte auf, wobei sich die einzelnen Variablen nicht stark im Ausmaß ihrer Wirkung voneinander unterscheiden. Das Modell erklärt ca. 32,3 % der Variabilität in den Daten.

Anhand von Abb. 5.3 ist zu sehen, dass die höchsten Trauerentendichten und somit die stärkste Konzentration ab Saisonmitte im Dezember bis zum Saisonende im März auftraten. Am Saisonanfang im September/Okttober befanden sich die höchsten Trauerentendichten hauptsächlich im Flachwasser und teilweise bei ca. -10 m Wassertiefe. Mit zunehmender Saison stiegen die Trauerentendichten erheblich an und die höchsten Dichten fanden sich im Dezember/Januar um die -8 m und später im Februar/März bei um die -4 m Wassertiefe. Etwas höhere Dichten sind weiterhin im Januar/Februar bei ca. -16 m Wassertiefe zu erkennen. Vergleicht man dies mit dem Modell zum Effekt dieser Variablen auf die Trauerentenpräsenz, zeigt sich, dass die Trauerenten zwar generell Wassertiefen zwischen -13 und -4 m stark nutzten, die höchsten Dichten jedoch bei -8 bis -4 m zu finden waren. Weiterhin nimmt die Trauerentenpräsenz zwar mit zunehmender Saison ab, die Dichte nimmt hingegen zu, was zeigt, dass es zu einer erhöhten Konzentration von Trauerenten in bestimmten Rasterzellen mit fortlaufender Saison kam.

Abb. 5.4 (links) zeigt, dass die Trauerentendichte bei niedrigen Benthosbiomassewerten bis zu ca. 30 g/m² unter dem Mittelwert und danach bis ca. 100 g/m² über dem Mittelwert liegt. Bei höheren Benthosbiomassewerten schwankt die Trauerentendichte weit um den Mittelwert mit einem klaren Maximum bei ca. 200 g/m² aber stark abfallenden Dichten bei höheren Benthosbiomassewerten.

Im Gegensatz zu dem klaren Effekt von Strömungsstärke auf die Trauerentenpräsenz lässt sich trotz eines signifikanten Einflusses kaum ein gerichteter Effekt auf die Trauerentendichte feststellen. Nur bei Strömungswerten über 0,75 m/s scheint die Trauerentendichte unter den Mittelwert zu sinken, während sie bei ca. 0,4 m/s ein Maximum aufweist (Abb. 5.4).

Im Gegensatz zum oben dargestellten Modell zur Trauerentenpräsenz ist der Effekt von Sediment auf die Trauerentendichte signifikant. Abb. 5.4 weist eine klare Präferenz für Sediment 7 (Grobsand) und die geringste Trauerentendichte bei Sediment 6 (mittelgrober Sand) auf. Der Effekt von Jahr auf die Trauerentendichte war derart, dass die Dichten in 2011 über denen in 2012 lagen.

Tab. 5.3 *Ergebnisse des GAM zur Analyse von statischen Habitatvariablen auf Trauerentendichte pro Rasterzelle.*

abhängige Variable: Trauerentendichte pro Rasterzelle pro Erfassungsflug			
Unabhängige Variable	edf (df)	F	p
Wassertiefe	5,9	3,6	<0,001
Benthos	8,9	9,7	<0,001
Strömungsstärke	8,0	2,3	<0,05
Sediment	2,8	7,9	<0,001
Monat	1,3	6,0	<0,01
Wassertiefe*Monat	27,0	4,4	<0,001
Jahr	1	61,9	<0,001

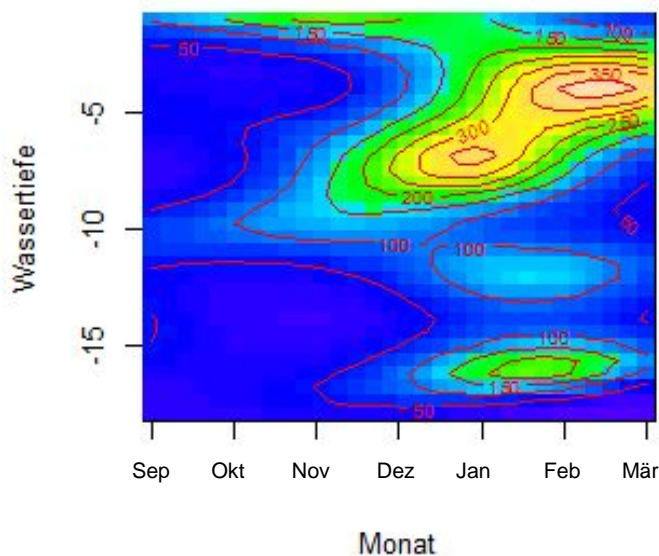


Abb. 5.3 Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentendichte unter ausschließlicher Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit den höchsten Trauerentendichten an, blaue die mit den niedrigsten. Die Isoklinien enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentendichte.

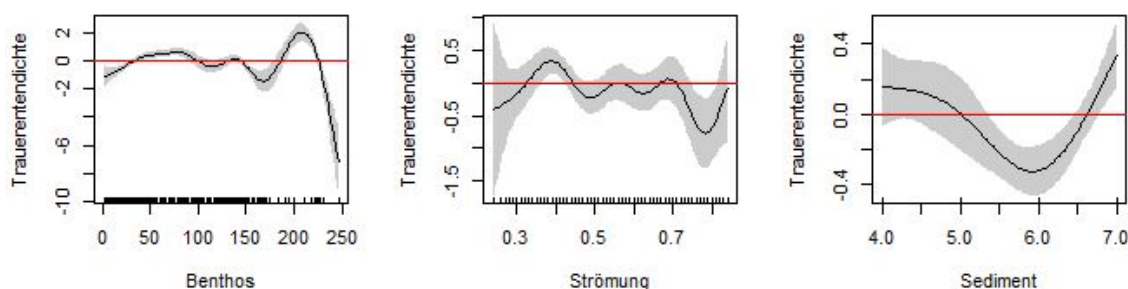


Abb. 5.4 Einfluss von Benthosbiomasse (g/m^2) (links), Strömung (in m/s) (mittig) und Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand) auf die Trauerentendichte nur unter Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert dar, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.

5.4 Diskussion der Verbreitungsmuster

5.4.1 Wassertiefe*Monat

Die Wassertiefe wird in verschiedenen Studien als äußerst wichtiger Faktor für die Verbreitung der Trauerente betrachtet (HENNIG 2001, DEPPE 2003). Dabei spielen immer auch energetische Gesichtspunkte eine Rolle, also ob sich das Tauchen nach Nahrung in bestimmten Wassertiefen im Verhältnis zum dort vorkommenden Benthos lohnt. Das Ergebnis dieser Studie, dass Trauerenten hauptsächlich Wassertiefen zwischen -4 und -16 m nutzten und die höchsten Dichten bei -4 bis -8 m vorkamen, stimmt weitgehend mit den Ergebnissen anderer Studien überein: MADSEN (1954) beschreibt den Bereich zwischen -10 und -20 m als durchschnittliche Tauchtiefe. KAISER et al. (2006) fanden bei Trauerenten in Lancashire (UK) die

höchsten Dichten bei -13 bis -18 m und in Nordwales bei -7 bis -15 m und beschreiben, dass Trauerenten bei Tauchtiefen von -20 bis -25 m energetische Grenzen gesetzt sind. DEPPE (2003) beschreibt nach Daten des ESAS-Programms von 1984-1998, dass Trauerenten vor allem in Gewässern von -4 bis -18 m vorkommen. Allerdings befanden sich die meisten Sichtungen hier im Bereich zwischen -10 und -14 m und somit in etwas tieferem Wasser als während dieser Studie. Weiterhin wird angegeben, dass im Mittwinter vor allem Bereiche zwischen -5 und -10 m genutzt werden, im Frühjahr und Herbst (Okt/Nov.) dagegen etwas flachere Bereiche, die sogar Wattbereiche mit einschließen (DEPPE 2003). Die Ergebnisse dieser Studie sind hingegen etwas komplexer. Es zeigte sich, dass die Trauerentenpräsenz sich mit fortschreitender Saison von September bis März in immer tiefere Bereiche verschob, die höchsten Trauerentendichten sich hingegen im September/Oktober sowohl im Flachwasser als auch bei ca. -10 m befanden, im Dezember/Januar bei ca. -8 m und im Februar/März sowohl bei -4 m als auch bei -15 m.

Die Nutzung von Flachwasserbereichen zu Beginn der Saison mit Verlagerung der Rastbestände ins tiefere Wasser mit fortschreitender Saison kann mit dem Ausschöpfen von Nahrungsquellen im Flachwasser begründet werden (s. hierzu auch Ausführungen in Kap. 5.4.4). Ein weiterer Grund für die Nutzung von tieferen Bereichen im Verlauf der Saison kann auch sein, dass durch die vom Herbst zum Winter hin zunehmende Trauerentendichte dazu führt, dass ein erhöhter Konkurrenzdruck auftritt, der Trauerenten dazu zwingt auch tiefere Bereiche aufzusuchen, da die Vorkommensdichten in den Flachwasserbereichen bereits sehr hoch sind.

5.4.2 Sediment

Im Modell für die Trauerentenpräsenz ist der Sedimenttyp kein signifikanter Faktor, der das Trauerentenvorkommen beeinflusst. Was die Trauerentendichte anbetrifft, stellt sich der Sedimenttyp allerdings als signifikanter Faktor dar. Es zeigt sich hierbei, dass die Trauerentendichte besonders niedrig über mittlerem Grobsand, über Grobsand und Feinsand jedoch hoch ist. Diese Ergebnisse spiegeln sehr gut die Verbreitung von *Ensis* im Untersuchungsgebiet wider (s. Kap. 4.4.2, Abb. 4.13), denn auch *Ensis* wurde auf Mittelsand mit geringeren Biomassewerten nachgewiesen als auf Feinsand und Grobsand. So zeigt also die Reaktion von Trauerenten auf die Sedimentverbreitung vor allem einen indirekten Zusammenhang über die Muschelbiomasse.

5.4.3 Strömung

Kommen Trauerenten in Bereichen starker Strömung vor, müssen sie energieaufwändige Ausgleichsschwimm- bzw. -flugbewegungen vornehmen, um in bevorzugten Bereichen bleiben zu können (HENNIG 2001). Dementsprechend ist es für Trauerenten energetisch sinnvoller Bereiche mit starken Strömungen zu meiden. Wie aus den Verbreitungskarten (Abb. 3.7, Abb. 3.12, Abb. 3.13) bereits ableitbar ist, hielten sich Trauerenten während dieser Studie tatsächlich nicht in Bereichen der Seegats wie dem Rütergat, dem Hörnum Tief oder der Hever, in denen starke Strömungen herrschen, auf.

So war der Parameter Strömung ebenfalls in beiden Modellen (Trauerentenpräsenz und Trauerentendichte) signifikant und zeigte bezüglich der Trauerentenpräsenz eine gerichtete Abnahme mit steigender Strömung, d.h. je stärker die Strömung in einer Rasterzelle, desto weniger wahrscheinlich ist es, dass Trauerenten in dieser vorkommen. Bezüglich der Trauerentendichte zeigt sich, dass bei Strömungswerten über 0,75 m/s die Trauerentendichte unter den Mittelwert sinkt, während sie bei ca.

0,4 m/s ein Maximum aufweist, allerdings schwanken die Werte stark um den Mittelwert und zeigen keine klare Tendenz. Vergleiche mit der Arbeit von DEPPE (2003) sind bezüglich dieses Faktors allerdings nicht möglich, da die dort untersuchten Strömungen im Bereich zwischen 0 und 6,5 cm/s lagen und damit alle innerhalb der hier genutzten kleinsten Größenklasse von <0,1 m/s.

5.4.4 Benthos

Nahrung gilt als kritische Ressource für das Vorkommen von Tierpopulationen (BEGON et al. 2005). Auch wenn Vogelpopulationen in einem außerhalb der Brutzeit genutzten Rastgebiet nicht zwingend nahrungslimitiert sind, ist ihre Abundanz und Verteilung dennoch von einem quantitativ und qualitativ ausreichenden Nahrungsangebot abhängig. Hierbei wird davon ausgegangen, dass solche Nahrungsquellen bevorzugt werden, die auch die höchste Nettoenergieaufnahme (Differenz aus Energieausbeute und Energieaufwand) bieten („optimal foraging theory“, MACARTHUR & PIANKA 1966). Vielfach ist gezeigt worden, wie menschliche Aktivitäten marine Nahrungsressourcen erheblich dezimieren und so zum Verhungern oder zur Verringerung der Fitness der betroffenen Wasservogelarten führen. Dies gilt insbesondere für die Ausbeutung von Fischbeständen durch die kommerzielle Fischerei (u. a. TASKER et al. 2000, MONTEVECCHI 2002 und Literaturangaben darin). So kam es 1999/2000 zum massenhaften Verhungern von Eiderenten im niederländischen Teil des Wattenmeers infolge der Überfischung der Miesmuschel- und Herzmuschel-Bestände Anfang der 1990er Jahre (CAMPHUYSEN et al. 2002). Dies zeigt, dass das Nahrungsangebot oft ein limitierender Faktor für überwinternde Wasservögel ist und dass vom Menschen verursachte Einschränkungen des Nahrungsangebots schädliche Auswirkungen auf Wasservögel haben können.

Im Allgemeinen passen Wasservögel ihr Nahrungssuchverhalten an, wenn sich das Nahrungsangebot quantitativ oder qualitativ verändert. Tauchenten, die sich benthisch ernähren stehen dabei in einer ständigen Abwägung, den Energieaufwand zur Nahrungssuche möglichst gering zu halten und gleichzeitig sich möglichst profitable (= energiereiche) Nahrungsressourcen zu erschließen. Daher kommt einer im energetischen Optimum liegenden Nahrungsquelle eine hohe Bedeutung zur Habitatwahl von Trauerenten zu. Wie eine verminderte Verfügbarkeit von Nahrung bei Wasservögeln zu einer Zunahme des Nahrungssuchaufwands führt, ist u. a. für Tauchenten (Reiherente; HILL & ELLIS 1984) und Meerestenten (*Melanitta*-Arten; RICHMAN & LOVVORN 2003), beschrieben worden. Ebenso ist berichtet worden, dass Vögel in Reaktion auf eine Verknappung des Nahrungsangebots ihr Nahrungssuchverhalten anpassen, ohne den Zeitaufwand zu erhöhen (Gründelenten; MCKNIGHT 1998). Darüber hinaus zeigen viele Seevögel ein gewisses Maß an Anpassungsfähigkeit und sind in der Lage, auf andere Nahrungsorganismen auszuweichen. Die Literatur über Trauerenten in der Ostsee liefert Belege, dass sich die Art von einem breiten Spektrum an Muscheln ernährt, je nachdem welche Arten in der benthischen Lebensgemeinschaft vorherrschen (ŽYDELIS 2002).

Das Tauchverhalten von Enten wird erheblich durch die Beute-(Muschel-)dichte beeinflusst. Die Dauer eines Tauchgangs ist bei Tauchenten in Gebieten mit hoher Beutedichte kürzer, weil die Wahrscheinlichkeit, Beute zu finden, höher ist (DRAULANS 1982). Ein ähnliches Muster wird für *Melanitta*-Arten beschrieben, die sich von Venusmuscheln ernähren. Sie erhöhen den Nahrungssuchaufwand, wenn die Muscheldichte gering ist (RICHMAN & LOVVORN 2003). Wenn eine gewisse Untergrenze der Muscheldichte unterschritten wird, ist es wahrscheinlich, dass die Vögel das Nahrungshabitat wechseln, statt den Aufwand weiter zu erhöhen (LOVVORN & GILLINGHAM 1996), da der Energieaufwand zur

Nahrungssuche ab einer gewissen Nahrungsdichte den aus der Nahrung gewonnenen Energiegehalt überschreitet oder in anderen Nahrungshabitaten eine bessere Energieausbeute erzielt werden kann („optimal foraging theory“). In der Kattegat-Region wurde gezeigt, wie die Abundanz der Eiderente mit der Biomasse des benthischen Nahrungsangebots (Miesmuscheln) im flachen Wasser (0–6 m Tiefe) schwankt, während im tieferen Wasser eine solche Korrelation nicht festzustellen war (LARSEN & GUILLEMETTE 2000). Für Eiderenten wird berichtet, dass diese 25–69 % des vorhandenen Muschelbestands nutzen (GUILLEMETTE et al. 1996, LARSEN & GUILLEMETTE 2000), was darauf hindeutet, dass Meerestenten die in ihren Winterquartieren verfügbaren Nahrungsquellen erheblich dezimieren können. Insofern kann die in Kap. 5.4.1 beschriebene unterschiedliche Nutzung von Wassertiefen in Abhängigkeit vom Monat auch darauf hindeuten, dass die Trauerenten zu Beginn der Überwinterungssaison in flacheren Bereichen nach Nahrung suchen und dann mit fortschreitender Saison in den flacheren Bereichen die Muscheldichten so weit reduziert haben, dass sie in etwas tiefere Bereiche ausweichen müssen.

Die Muschelbiomasse der Größenklasse bis 10 cm war in beiden untersuchten Modellen (Trauerentenpräsenz und Trauerentendichte) ein signifikanter Faktor. Die Interpretation des Einflusses auf die Trauerente ist jedoch nicht ganz einfach, da keine eindeutigen Trends erkannt werden können. Trauerenten kommen bei Biomassewerten zwischen 0 und 200 g Frischgewicht/m² vor. Bei höheren Werten, also eigentlich besserer Nahrungsverfügbarkeit, nimmt hingegen die mittlere Trauerentenpräsenz ab. Bezüglich der Trauerentendichte zeigt sich ein Maximum bei 200 g Frischgewicht/m², allerdings ist auch hier das Minimum bei höheren Werten erreicht.

Diese entgegen der Erwartung stehenden Ergebnisse, dass Trauerentenvorkommen mit höherer Beuteverfügbarkeit im Zusammenhang steht, können durch verschiedene Faktoren erklärt werden.

1. Die unterschiedliche räumliche Auflösung der Trauerentendaten in Bezug auf die Benthosdaten und das zur Interpolation genutzte Kriging (s. Kap. 4.4) kann dazu geführt haben, dass durch Glättung der Daten im Rahmen der Interpolation der Punktdaten in die Fläche die kleinräumigen Verbreitungsmuster bzw. Biomasseunterschiede des Benthos nicht mehr dargestellt und somit in der Modellierung auch nicht mehr abgebildet werden können. Daher sind die Ergebnisse zur Trauerentenverbreitung bezüglich des Benthos eventuell nur begrenzt auswertbar.
2. Es kann auch damit zusammenhängen, dass die hohen Biomassewerte mit einer Größenklasse von Muscheln im Zusammenhang stehen, die von den Trauerenten nicht mehr genutzt werden, da der energetische Aufwand zum Aufbrechen der Schalen größer ist, als der Energiegehalt der Muschel (SCHEIFFAHR & FRANK 2006). In der Auswertung wurde die Größenklasse bis 10 cm berücksichtigt unter der Annahme, dass diese Muscheln von den Tieren bevorzugt gefressen werden. Es kann aber auch sein, dass bereits ab einer Größe von 8 oder 9 cm ein Grenzwert erreicht wird, so dass die zwar biomassereiche, aber energetisch ungünstige Ressourcen nicht (bzw. weniger) genutzt wird. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass größere *Ensis* auch tiefer im Sediment eingegraben vorkommen und deshalb von den Trauerenten nicht mehr genutzt werden.
3. Ein dritter möglicher Erklärungsansatz ist jedoch auch, dass die Muschelbiomasse in solchen Bereichen besonders hoch ist, in denen nur relativ wenige Trauerenten vorkommen und die Muschelbestände deshalb nicht dezimiert werden.

5.4.5 Schiffsaufkommen

Das Vorkommen von Schiffen kann Einfluss auf die Verbreitung von Rastvogelbeständen auf See haben (z.B. DEPPE 2003, BELLEBAUM et al. 2006, SCHWEMMER et al. 2011).

Die hier nicht getesteten Mauserbestände (s. Kap. 5.1) von Wasservögeln gelten sogar als besonders empfindlich; im Winter sind die Reaktionsabstände dagegen kleiner (THIEL et al. 1992). Arten wie die Trauerente zeigen gegenüber herannahenden Schiffen hohe Fluchtdistanzen von 1–2 km, bei anderen Arten wie Eiderente oder Eisente ist die Fluchtdistanz meist geringer als 1 km (BELLEBAUM et al. 2006, SCHWEMMER et al. 2011). Die Einleitung einer Fluchtreaktion variiert jedoch über ein breites Spektrum von Entfernungen, und der Reaktionsabstand nimmt in der Regel mit der Truppgröße zu, so dass große Schwärme im Allgemeinen empfindlicher auf Störungen reagieren (MORI et al. 2001, LARSEN & LAUBEK 2005, SCHWEMMER et al. 2011). Ebenso können wiederholte Störungen eine kumulative Wirkung haben (MERKEL et al. 2009). Wenn der Schiffsverkehr durch einen vorhersehbaren Korridor geleitet wird, können die Vögel sich zum Teil an die Störung gewöhnen; sie zeigen dann kleinere Fluchtdistanzen (SCHWEMMER et al. 2011). In der vorliegenden Studie konnte allerdings kein signifikanter Einfluss der Schiffsvorkommen auf die Trauerente nachgewiesen werden. Nach Sichtung der unterschiedlich vorliegenden Schiffsdaten (AIS und direkte Schiffssichtungen) und ersten Analysen wurden die direkten Schiffssichtungen aus dem Flugzeug als binominale Daten als am besten geeignet für die Modellierung angesehen. Dass sich hier jedoch keine Effekte zeigen ließen, könnte damit zusammen hängen, dass die Schiffsdichten in den betrachteten Wintermonaten insgesamt sehr gering waren (Krabbenkutter waren im Winterhalbjahr kaum unterwegs, der Anteil an Behördenschiffen war gering und Freizeitboote kommen zu dieser Jahreszeit ebenfalls kaum vor). Nach den oben genannten Studien ist allerdings dennoch davon auszugehen, dass gerade die Mauserbestände im Sommer durch den Schiffsverkehr gestört werden können.

6 EINFLUSSFAKTOREN FÜR DEN BESTAND DER TRAUERENTE

6.1 Überwinterungsbestände

Aus den Ergebnissen der statistischen Analyse leiten sich die Parameter Wassertiefe*Monat (s. Kap. 5.4.1), Strömung (s. Kap. 5.4.3), Benthos (s. Kap. 5.4.4) und Sediment (s. Kap. 5.4.2) als signifikante Faktoren ab, lediglich das Schiffsaufkommen (s. Kap. 5.4.5) konnte in keinem der beiden Ansätze als signifikanter Faktor festgestellt werden. Dies liegt jedoch vermutlich an der Datenlage mit relativ geringen Schiffsdichten im Winter, der Jahreszeit, die die Statistik zur Trauerente abdeckt. Allerdings zeigen die Ausführungen in Kap. 5.4.5 bereits, dass andere Studien dennoch den Schiffsverkehr als wichtigen Faktor nachweisen konnten, der die Verbreitung von Trauerenten beeinflussen kann.

DEPPE (2003) untersuchte als weiteren Faktor die Distanz zur Küste. Da dieser Faktor jedoch sehr stark die Wassertiefen widerspiegelt, wurde er aus den hier durchgeführten Analysen ausgeschlossen. Des Weiteren hat die Distanz zur Küste abgesehen von der Wassertiefe im vorliegenden Untersuchungsdesign kaum biologische Relevanz, da höchstens davon auszugehen ist, dass ganz küstennahe Bereiche evtl. wegen Störungen gemieden werden, sich jedoch Bereiche zwischen 10 und 40 km westlich der Küste für die Trauerenten kaum unterscheiden werden. Nach ESAS-Erfassungen zwischen 1984 und 1994 hielten sich Trauerenten bevorzugt in einem Bereich zwischen 5 und 7,5 km vor dem Land auf (DEPPE 2003). Ab etwa 22 km vor der Küste, wurden nur noch vereinzelt Trauerenten erfasst (DEPPE 2003). Eine solche eher küstennahe Verteilung konnte insbesondere im Winter 2010/2011 dieser Untersuchung nicht festgestellt werden. Es wurden hingegen regelmäßig Trauerenten auch in hohen Dichten in Bereichen von mehr als 30 km Entfernung zur Küste festgestellt (s. Kap. 3.5 und Abb. 3.7).

Auch wenn die Ergebnisse der statistischen Analyse zur Muschelbiomasse keinen gerichteten Zusammenhang zeigen, ist der Faktor Nahrungsverfügbarkeit gerade in Abhängigkeit von der Wassertiefe wichtig für die Trauerentenverbreitung, wie auch der indirekte Nachweis über die Sedimenttypen zeigt (s. Kap. 5.4.4). Nicht nur im Sommer (s. unten), sondern auch während der Überwinterung müssen die Tauchtiefe und die Qualität der Nahrung in einem energetisch ausgeglichenen Zusammenhang stehen wie in Kap. 5.4.4 erläutert.

6.2 Sommerbestände

Dieser Zeitraum konnte mit den zugrunde liegenden Daten keiner statistischen Analyse unterzogen werden (s. Kap.5). Aus der Bestandskarte für die Sommermonate einschließlich der Mauserzeit (Abb. 3.12, Abb. 3.13) lässt sich aber ableiten, dass Trauerenten während der Mauser vor allem küstennah vor Eiderstedt und den Außensänden sowie ggf. auch vor Amrum vorkommen, während durchgemauserte Tiere offenbar in die nördlichen Gebietsteile abwandern. Das Mausegebiet vor Eiderstedt wurde auch in anderen Studien beschrieben (NEHLS 1998, HENNIG 2001, DEPPE 2003) und ist schon lange bekannt, allerdings wurden Trauerenten im Sommer wohl auch im gesamten Wattenmeer beobachtet:

„Den ganzen Sommer trifft man Trauerenten, teils einzeln, teils in kleinen Flügen, im Mai und Juni aber auch noch Flüge von mehreren Hunderten überall im Wattenmeer an. Im Juli 1910 überraschte ich auf der Ordinger Sandbank ein Männchen, welches laufend der See zueilte. Ich konnte ihm den Weg abschneiden

und es in einen kleinen Tümpel auf der Sandbank treiben, wo ich es erbeutete und fand, daß die Schwingenmauser den Vogel flugunfähig gemacht hatte. Sonst sind die Trauerenten außerordentlich scheu, und niemals ist es mir gelungen, ihnen mit dem Boot nahe genug zu kommen, um ihr Fluggeräusch vernehmen zu können.“ (HILDEBRANDT 1916).

Im Gegensatz zu Brandgänsen, die während der Mauser hauptsächlich von ihren Fettreserven leben und daher weniger abhängig von einer guten Nahrungsverfügbarkeit an den Mauserplätzen sind (HENNIG 2001), müssen Trauerenten auch während der Mauser gute Nahrungsbedingungen vorfinden. Dies könnte ein Grund für dieses Verbreitungsmuster sein, da es sich bei dem Bereich vor Eiderstedt um ein flaches Meeresgebiet mit geringen Strömungen handelt.

Allerdings gelten Trauerenten insbesondere während der Mauserzeit als sehr störungsempfindlich. Die Daten zur Fischreiiintensität (vgl. Kap. 4.5.1) zeigen allerdings auch vor Eiderstedt ein hohes Fischereiaufkommen. Zusätzlich ist hier mit einem hohen Aufkommen an Sportfahrzeugen und ggf. sogar Kite-Surfen zu rechnen. Insofern kann angenommen werden, dass es starke andere Faktoren gibt, die die Tiere veranlassen, trotz der anzunehmenden Störintensität diese Gebiete während der Mauser aufzusuchen. Letztlich lässt sich eine Begründung für sehr deutliche Konzentration der Mauserbestände vor Eiderstedt aus den erhobenen Daten allerdings nicht ableiten.

7 VORSCHLÄGE FÜR EIN MANAGEMENT DER TRAUERENTE

Die vorliegende Untersuchung war durch die mit der Sandentnahme Westerland III zu vermutenden Umweltauswirkungen veranlasst und hatte zum Ziel, die Verbreitung der Trauerente vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste sowie die dafür verantwortlichen Einflussfaktoren zu erfassen, auch um möglicherweise daraus im Bedarfsfall Kompensations-, bzw. Kohärenzsicherungsmaßnahmen ableiten zu können. Sie stellt daher explizit keinen Managementplan für diese Art dar. Nichts desto trotz können aus den vorliegenden Daten Hinweise auf mögliche Managementmaßnahmen gegeben werden.

Insbesondere vor dem Hintergrund der eingangs erwähnten besonderen Verantwortung Deutschlands für den Bestand der Trauerente, die durch die Aufnahme der Art in das Bundesprogramm zur Biologischen Vielfalt weiter unterstrichen ist, erscheint es sinnvoll, konkrete Maßnahmen zur Förderung der Art zu entwickeln, die dann ggf. auch zur Kompensation der Eingriffsfolgen anderer Vorhaben umgesetzt werden könnten.

Im Folgenden werden daher fachliche Vorschläge für ein Trauerentenmanagement der Mauser- und Überwinterungsbestände vor der Westküste Schleswig-Holsteins beschrieben. Diese Managementvorschläge leiten sich aus den durchgeführten Untersuchungen und Analysen sowie Literatur und den Ergebnissen des Workshops ab.

Die Maßnahmen lassen sich einerseits gliedern in Maßnahmen, die generell im gesamten Gebiet positive Auswirkungen auf die Entwicklung der Art haben (Kap. 7.1). Darüber hinaus lassen sich Vorschläge speziell zum Schutz der Mauserbestände vor Eiderstedt formulieren (Kap 7.2).

7.1 Allgemeine Schutzmaßnahmen

- **Schutzgebietsvernetzung mit VSch-Gebiet Östliche deutsche Bucht.** Maßnahmen, die im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer bzw. im VSch-Gebiet für die Trauerente unternommen werden, sollten auch für das VSch-Gebiet Östliche Deutsche Bucht mitverfolgt werden, da sich die Überwinterungsbestände bis hierher ausdehnen können (s. Kap. 3.5.1). Bisher ist die Trauerente im VSch-Gebiet Östliche Deutsche Bucht nicht als „Schlüsselart“ aufgeführt. Ihr Überwinterungsbestand im Vogelschutzgebiet wird mit 550 Individuen angegeben, was deutlich unter den in dieser Untersuchung festgestellten Anzahlen liegt. Der Erhaltungszustand im VSch-Gebiet Östliche Deutsche Bucht ist mit B angegeben.
- **Sicherung von Nahrungsgrundlagen.** Wie in Kap. 5.4.4 erläutert, ist die Verfügbarkeit von Nahrung ein wichtiger Faktor für die Trauerentenverbreitung. Um diese Nahrungsgrundlagen großflächig im gesamten Verbreitungsgebiet der Trauerenten zu sichern, sollten anthropogen verursachte Beeinträchtigungen des Benthos möglichst ausgeschlossen werden. Die folgenden Maßnahmen werden hierfür vorgeschlagen:
 - endgültiges Verbot der Muschelfischerei mit Ausnahme der Miesmuschelkulturf Flächen. Bisher ist die Muschelfischerei im Bereich des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (z.B. auf Trog- und Herzmuscheln) lediglich ausgesetzt. Grundsätzlich könnten nach einer Beantragung jedoch wieder Lizenzen vergeben werden. Diese Möglichkeit sollte endgültig ausgeschlossen werden.

- Verbot der Industriefischerei. Diese Art der Gammelfischerei ist für deutsche Fischereibetriebe verboten, wurde jedoch bis 2007 im Bereich der Amrumbank durch dänische Fischer betrieben. Da hierbei der Meeresboden großflächig abgesaugt wird und alle Organismen entnommen werden, ist dies eine stark Benthos-schädigende Fischereimethode (RSPB 2004). Auch diese Art der Fischerei wird zurzeit im Nationalpark nicht betrieben, ist jedoch grundsätzlich möglich und sollte deshalb verboten werden.
- Benthos-schonende Fischereimethoden zur Anwendung bringen (s. auch WWF 2008, WWF 2009).
- Weitere Sandentnahmen und andere Rohstoffgewinnung im Überwinterungsgebiet nur räumlich begrenzt durchführen. Für weitere Sandentnahmen sollte gelten, dass diese nur sehr stark räumlich begrenzt stattfinden und die Verträglichkeit des Eingriffs für die Trauerente für jeden Neuantrag neu untersucht werden muss. Für die räumliche Begrenzung ist das Stechkopf-Verfahren geeigneter, da das alternative Schleppkopfverfahren zwar weniger tief in den Boden eingreift, so dass eine Wiederbesiedlung mit Benthosorganismen schneller vonstatten geht, jedoch der Flächenverbrauch um ein Vielfaches steigt.
- **Verbot der Stellnetzfisherei.** Wie in Kap. 2.5 beschrieben, ist die Stellnetzfisherei für viele Meerestarten eine sehr ernste Beeinträchtigung (s. auch DURINCK et al. 1993, ŽYDELIS et al. 2009, ŽYDELIS et al. 2013), die durch die direkte Mortalität unmittelbar auf die Population wirkt. Auch hierbei handelt es sich um eine vorsorgende Maßnahme, da Stellnetzfisherei zurzeit kaum praktiziert wird. Allerdings ist auch diese Art der Fischerei nicht grundsätzlich verboten und könnte wieder an Bedeutung gewinnen.
- **Schutz vor Verölungen.** Auch die Überwinterungsbestände sind aufgrund ihrer Größe und internationalen Bedeutung vor Verölungen zu schützen. Daher sind die folgenden, allgemeinen Punkte zur Verhinderung von Verölungen ebenfalls als Maßnahmen zum Schutz der Trauerente zu verstehen.
 - Küstenwache/Schlepper in der deutschen Bucht für den Katastrophenfall
 - Technische Katastrophenhilfe in Häfen/Ölwehr
 - Kostenlose Ölentorgung in allen Häfen, mit möglichst kurzer Verlängerung der Liegezeit, denn insbesondere die verlängerte Liegezeit, die anfällt, wenn Öl ordnungsgemäß entsorgt wird, macht die illegale Ölentorgung auf dem Meer attraktiv.

7.2 Schutz der Mauserbestände

Ein Schutz der Mauserbestände ist deswegen besonders sinnvoll, weil die Tiere zur Mauserzeit besonders empfindlich gegenüber Störungen sind und die Tiere sich zu dieser Zeit offenbar hauptsächlich küstennah vor der Halbinsel Eiderstedt aufhalten (einige Ausnahmen vor den Außensänden). Mausernde Trauerenten haben nach einem hohen Energiebedarf (HENNIG 2001) und sind daher von der Verfügbarkeit guter Nahrungsressourcen abhängig. Gleichzeitig zeigen z.B. CAMPHUYSEN et al. 1999, LARSEN & LAUBEK 2005, BELLEBAUM et al. 2006, MENDEL et al. 2008, SCHWEMMER et al. 2011, dass die Art sehr empfindlich gegenüber Störungen wie z.B. Schiffsverkehr reagiert und bereits bis zu einem Kilometer vor herannahenden Schiffen

Fluchtbewegungen zeigt. In diesem Raum unterliegen sie jedoch starken Störungen insbesondere durch die Berufs- und Sportbootschifffahrt und ggf. auch Freizeitsportler (Surfer, Kite-Surfer).

Wie der vorliegende Bericht sowie ältere Studien von HENNIG (2001) zeigen, kann für den Mauserbestand ein Hauptkonzentrationsgebiet westlich der Halbinsel Eiderstedt definiert werden. Ein nachhaltiger Trauerentenschutz kann dadurch erreicht werden, dass langfristig dafür gesorgt wird, dass sämtliche Störungen in dem Hauptmausergebiet zur Mauserzeit möglichst verhindert werden. Dazu zählt an erster Stelle die Vermeidung (oder Verringerung) von Schiffsverkehr. Aber auch die Vermeidung von Freizeitsportaktivitäten sowie die Einhaltung von Mindestflughöhen bei der Überquerung des Gebietes durch Luftfahrzeuge sind wesentliche Aspekte eines Trauerentenschutzes. Darüber hinaus wäre in diesem Raum sicherzustellen, dass die Muschelvorkommen als Nahrungsgrundlage der Enten möglichst nicht durch Nutzungen oder Eingriffe verringert werden.

Aus der Vergangenheit liegen bereits Vorschläge für Schutzgebietsabgrenzungen in dem Raum vor. Dabei handelt es sich zum einen um einen Vorschlag von HENNIG (2001) aus dem Wadden Sea Plan, der sich von Westerhever bis etwa 20 km vor St. Peter-Ording nach Westen erstreckt und im Süden das gesamte Wattenmeer vor der Südküste Eiderstedts von der Eidermündung bis etwa Höhe Blauortsand und Norderpiep umfasst (Abb. 7.1). Ein zweiter Vorschlag wurde vom NPA & HENNIG ebenfalls 2001 verfasst. Diese Fläche ist wesentlich kleiner und reicht von der südlichen Tümlauer Bucht bis etwa 15 km vor St. Peter-Ording und im Süden etwa bis zur Eiderrinne. Im Osten endet das Gebiet an der Westerplate (Abb. 7.1).

Diese Schutzgebietsvorschläge enden im Norden am Heverstrom. Bei den im Rahmen dieser Untersuchung erhobenen Daten wurden allerdings zeitweilig (Juni/Juli) auch vor den Außensänden und teilweise vor Amrum Trupps gesichtet, bei denen es sich vermutlich ebenfalls um mausernde Tiere handelte (Abb. 3.12, Abb. 3.13). Diese Vorkommen liegen außerhalb der Schutzgebietsvorschläge. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass die Störungsintensität insbesondere vor den Außensänden zumindest was Freizeitschiffer angeht geringer ist als vor Eiderstedt und daher für diese Bereiche eine geringere Schutzbedürftigkeit vorliegt.

Abgesehen von diesen nördlichen Vorkommen zeigt sich, dass sowohl räumlich als auch zeitlich gesehen die Schwerpunkte der beobachteten Mausevorkommen vor Eiderstedt von beiden Gebietsabgrenzungen im Wesentlichen umfasst werden. Dabei kann zur Bedeutung des Raums südlich Eiderstedt keine konkrete Aussage getroffen werden, da dieser Bereich leider außerhalb der geflogenen Transekte liegt. Zufallsbeobachtungen aus anderen Flügen deuten allerdings darauf hin, dass auch hier durchaus größere Mausevorkommen auftreten können (so gesichtet z.B. auf einem Flug von Helgoland nach Büsum am 11.06.2013 von Thomas Grünkorn, Cornelius Schlawe und Arend Heim). Für die westliche Grenze des Schutzgebietes erscheint nach den vorliegenden Daten der kleinere Gebietsvorschlag ausreichend, allerdings sollte nach Norden der Bereich vor der Tümlauer Bucht bis Westerhever einbezogen werden. Dabei sollte auch berücksichtigt werden, dass ein kleineres Schutzgebiet mit klareren und ggf. besser durchsetzbaren Regelungen eher zum Schutz der Trauerenten beiträgt als ein größeres Gebiet, in dem Regelungen weniger klar getroffen werden können. Hier erscheint insbesondere im Bereich der Eidermündung und der Norderpiep sowie in den tieferen Gewässern westlich Eiderstedt die Umsetzbarkeit von Einschränkungen etwa der Schifffahrt oder der Fischerei schwierig. Eine mögliche Schutzgebietsabgrenzung entsprechend der vorliegenden Daten zeigt Abb. 7.1.

Es erscheint daher sinnvoll, für den Zeitraum der Mauser den Schwerpunktbereich der mausernden Tiere vor Eiderstedt möglichst von Störungen frei zu halten. Dazu ist ein Trauerenten-Schutzgebiet geeignet. Dieses muss klar formulierte Gebote und Verbote enthalten, die überprüfbar sind und im Falle eines Verstoßes auch geahndet werden können. Das Schutzgebiet muss für die Zeit der Mauser (Juni-September) großflächig ungestört sein.

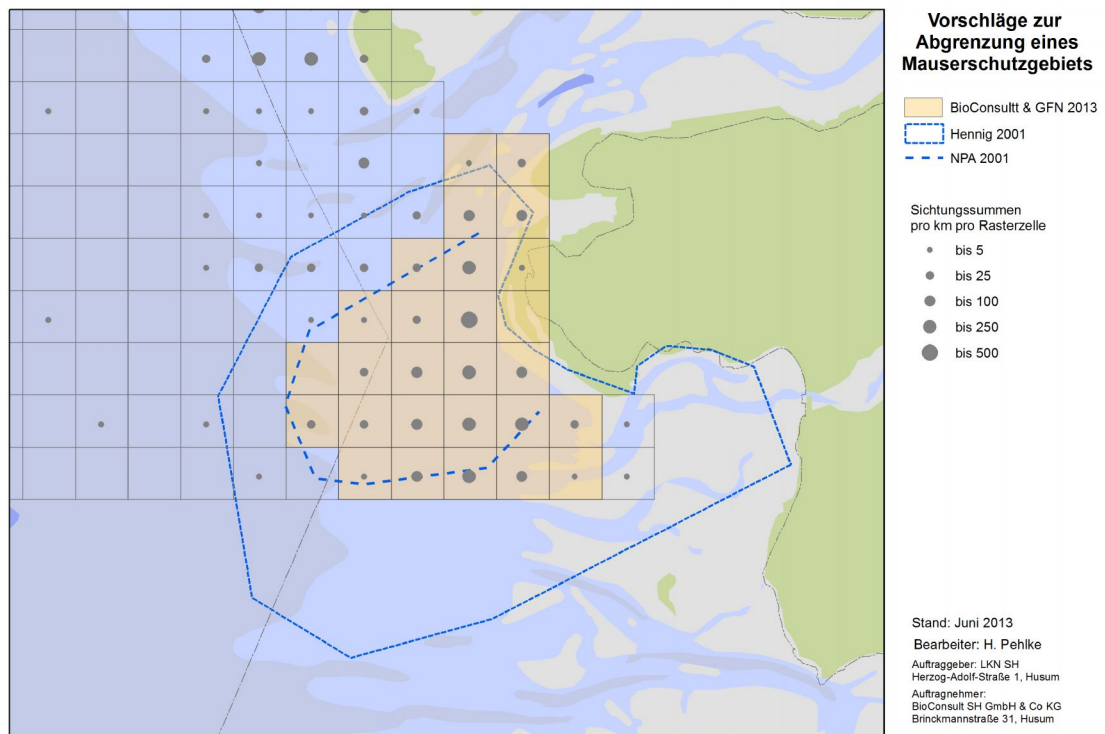


Abb. 7.1 Vorschläge zur Abgrenzung eines Trauerenten-Mauserschutzgebiets vor Eiderstedt nach eigenen Daten sowie HENNIG (2001) bzw. NPA (2001). Die Trauerentendaten stellen aufwandskorrigierte Individuensummen über alle Flüge dar und stammen aus den in diesem Bericht dargestellten Untersuchungen 2010-2012.

Die folgenden Maßnahmen können mit der Einrichtung des Schutzgebietes einhergehen:

- Aufklärung und Information von Seglern, Katern, anderen Freizeitnutzern. Die Regelungen für Freizeitnutzer müssen klar formuliert sein, so dass diese inhaltlich sowohl leicht zu transportieren sind, als auch Regelverstöße klar definiert sind. Wichtig ist dabei, nicht nur Verbote auszusprechen, sondern auch über die Vogelart aufzuklären, um die Bedeutung des Schutzgebietes zu verdeutlichen.
- Durchsetzung des Schutzgebietes über Befahrensverordnung, die auch für Kutter gelten sollte. Wenn keine großflächig gesperrten Bereiche geschaffen werden können, sollte zumindest über festgelegte Schifffahrtsrouten eine Kanalisierung des Schiffsverkehrs stattfinden. Um energiezehrende Fluchtbewegungen der Tiere möglichst niedrig zu halten, ist eine Geschwindigkeitsbeschränkung von maximal 10 kn auf den Routen im Schutzgebiet während der Mauserzeit angezeigt.

- Einhaltung einer Mindestflughöhe während der Mauserzeit. Durch den zunehmenden Ausbau der Offshore-Windparks kommt diesem Aspekt in Zukunft eine größere Bedeutung zu. Die Erfahrungen aus den Zählflugzeugen zeigen, dass die Tiere deutlich auf das Flugzeug reagieren (Flucht, Abtauchen).

In diesem Gebiet sind darüber hinaus die Umsetzungen der allgemeinen Maßnahmen zum Schutz der Trauerente (s. Kap. 7.1) von besonderer Bedeutung.

7.3 Offene Fragen

Trotz der umfassenden und aufwändigen Untersuchungen bleiben viele Fragen zur Verbreitung der Trauerente und deren Ursachen offen. Dazu zählen u.a.:

- Der mögliche Zusammenhang zwischen den Nahrungsgrundlagen und der Trauerentenverbreitung könnte durch feiner aufgelöste Untersuchungen, die in kürzerem zeitlichen Abstand von den Befliegungen durchgeführt werden, sicher noch besser belegt werden.
- Welche Faktoren bestimmen die Verbreitung der Mauserbestände? Gibt es Mauserbestände vor den Küsten Amrums und Sylts (Abb. 3.12, Abb. 3.13)? Hier könnte z.B. ein Mauserfeder-Monitoring am Weststrand der Inseln weitere Erkenntnisse liefern.
- Eine genaue Analyse der Störungen in dem vorgeschlagenen Mauserschutzgebiet könnte helfen, die genauen Schutzmaßnahmen in dem Gebiet zu präzisieren und zu begründen. So wäre etwa zu klären, ob Kite-Surfer ein Problem für die Art darstellen. Möglicherweise sind Trauerenten zwischen den küstennah agierenden Kite-Surfern und den etwas küstenferner agierenden Freizeitschiffern eingezwängt? Zu klären wäre, welche Bereiche von Kite-Surfern genutzt werden und welche Störwirkung von diesen ausgeht.
- Sind Maßnahmen an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste ausreichend? Liegen die eigentlichen Probleme evtl. im Bereich der Ostsee oder in den Brutgebieten? Insbesondere die hohe Mortalität von Trauerenten durch Stellnetze in der Ostsee (s. DURINCK et al. 1993, ŽYDELIS et al. 2009, ŽYDELIS et al. 2013) muss im Zusammenhang mit dem Überwinterungsbestand vor der Westküste Schleswig-Holsteins betrachtet werden.
- Welchen populationsökologischen Einfluss übt die Jagd auf Trauerenten aus, wenn die Anzahl der allein in der EU jährlich geschossenen Trauerenten pro Jahr schon 1 % ihrer biogeografischen Population entspricht?
- Die Verbreitung der Trauerente über das jetzt untersuchte Gebiet hinaus scheint weiter unklar zu sein. Insbesondere würde eine Erfassung weiter westlich und auch südlich des Gebiets (Eidermündung bis Tertiusand) möglicherweise weitere Erkenntnisse bringen. Im Süden wären diese Kenntnisse auch im Hinblick auf die Abgrenzung eines möglichen Schutzgebietes sowie die Beurteilung von Eingriffsvorhaben (hier verläuft der Korrdior für OWP-Kabel) besonders sinnvoll.
- Offen ist letztlich auch die Frage, wie die Lebensräume vor der Schleswig-Holsteinischen Küste im Bezug zu anderen Lebensräumen der Art zu sehen sind. Hier wären u.a. Austauschbewegungen zwischen anderen Nordseegewässern, v.a. vor Dänemark, und der Ostsee zu betrachten. Dies könnte die z.T. starken Fluktuationen des Bestands in kurzen Zeiträumen erklären helfen.

7.4 Trauerenten-Monitoring

Die Ergebnisse dieser Studie sollen im Rahmen des Trauerenten-Monitorings der Nationalparkverwaltung sowie dem Natura2000-Monitoring zur Verfügung gestellt werden. Auch können Erkenntnisse aus dieser Studie in die laufenden Monitoring-Programme eingebracht werden. Da die Veranlassung dieser Studie die FFH-Verträglichkeitsstudie für die Sandentnahme Westerland III war und die Erheblichkeit durch eine Verkleinerung des Eingriffsgebiets ausgeschlossen werden konnte, ergeben sich aus diesem Vorhaben keine weiteren Trauerentenerfassungen.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Die schleswig-holsteinische Nordseeküste ist für die Trauerente (*Melanitta nigra*) von internationaler Bedeutung als Überwinterungs- und Mausergebiet. Ein großer Anteil der biogeographischen Population *Melanitta nigra nigra* (550.000 Ind., Wetlands International 2013) überwintert im östlichen Teil der Deutschen Bucht, insbesondere vor der deutschen und der dänischen Küste. Dabei können sich phasenweise größere Teile dieses Bestandes in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern aufhalten. Die Trauerente zählt aus diesem Grund zu den Arten, für die Deutschland international eine besondere Verantwortung trägt. Innerhalb des Hauptverbreitungsgebiets der Winterrastpopulation befindet sich die Sandentnahme Westerland, in der seit 1972 in den Sommermonaten Sand für Küstenschutzmaßnahmen auf der Insel Sylt gewonnen wird. Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens für die Sandentnahme Westerland III wies das Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) darauf hin, dass als Grundlage für eine über eine erste Teilfläche hinausgehende Nutzung des Bewilligungsfeldes „Westerland III“ ein Monitoring der Trauerentenbestände im Seegebiet westlich der Insel Sylt durchzuführen sei, um über die räumlich-zeitliche Nutzung des Gebietes in Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Parametern genauere Erkenntnisse zu gewinnen.

Daraufhin hat der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN) die Arbeitsgemeinschaft aus BioConsult SH, Husum, und der GFN – Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH, Kiel, mit der Durchführung der erforderlichen Untersuchungen beauftragt. Es wurden hierfür zwischen März 2010 und Februar 2012 insgesamt 42 Zählflüge im Bereich der Westküste zwischen Eidermündung und List durchgeführt sowie mögliche Parameter untersucht, die einen Einfluss auf die Trauerentenverbreitung haben können. Diese Parameter umfassen Wassertiefe, Sedimenttypen, Strömungen, Nahrungsverfügbarkeit, Schiffsaufkommen und Eisgang. Im Rahmen der Untersuchungen wurde das Alfred-Wegener-Institut, List, mit der Erfassung und Bewertung des Benthos im Untersuchungsraum beauftragt. Dabei zeigte sich, dass Trauerenten vor allem auf große Vorkommen der Schwertmuschel (Gattung *Ensis*) als Nahrungsgrundlage zurückgreifen können, die den Großteil der Muschelbiomasse bis 10 cm ausmacht.

Die Winterverbreitung der Trauerente reichte ziemlich genau bis an die 20 m-Tiefenlinie heran. Hohe Dichten wurden vor allem westlich von Sylt sowie weit im Westen an der 20 m-Linie festgestellt sowie vor den Außensänden Norderoogsand und Süderoogsand und westlich der Eidermündung. Ebenfalls konnten noch höhere Dichten über der Amrumbank festgestellt werden. Im südlichen Teil (etwa südlich vom Norderoogsand) nehmen die Dichten insgesamt ab. Dennoch kommen im Winter Trauerenten fast flächendeckend im Untersuchungsgebiet vor.

Während der Sommermonate findet die Mauser statt. Aufgrund der dann fehlenden Flugfähigkeit und damit auch größeren Störempfindlichkeit der Tiere ist die Flügelfedermauser von besonderer Bedeutung. Bereits im März zeigen sich Ansammlungen von Tieren vor St. Peter-Ording. Dabei handelt es sich möglicherweise bereits um die nicht-ziehenden Tiere, die auch in den folgenden Monaten dort anzutreffen sind, während die übrigen Tiere aus dem nördlichen Teil des Erfassungsraums bereits im April fast vollständig abgezogen sind. Während die Tiere im April und Mai, also dem Mauserzeitraum der Immaturren, fast ausschließlich vor Eiderstedt beobachtet wurden, wurden im Juni und Juli auch große Trupps vor dem Süderoogsand gesichtet. Auch hierbei handelte es sich vermutlich teilweise um Mausertrupps, es können aber auch schon bereits gemauserte Immaturren, die den Bereich vor Eiderstedt

bereits verlassen haben, darunter sein. Von August bis September zeigt sich wiederum eine starke Zunahme der Beobachtungen vor Eiderstedt, während gleichzeitig auch der Bestand im nördlichen Teil des Gebiets zunimmt. Im Oktober nimmt die Häufigkeit der Tiere vor Eiderstedt dann wieder ab, während im nördlichen Teil des Gebiets sich langsam die hohen Individuendichten der Winterrast einstellen. Es ist hier gegenüber den Daten aus dem September eine Verlagerung in küstenferne Gebiete (insbesondere der Bereich Amrumbank) festzustellen.

Wassertiefe, Benthos, Strömung und Monat sowie die Interaktion von Monat mit Wassertiefe haben einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Trauerentenpräsenz im Winterhalbjahr. Auf die Trauerentendichte im Winterhalbjahr haben neben den genannten auch noch Sediment und Jahr einen signifikanten Einfluss. Für das Schiffsaufkommen konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Andere Studien belegen allerdings, dass Trauerenten sehr empfindlich gegenüber Störungen durch Schiffe reagieren, insbesondere in der Mauserzeit.

Die vorliegende Untersuchung war durch die mit der Sandentnahme Westerland III zu vermutenden Umweltauswirkungen veranlasst und hatte zum Ziel, die Verbreitung der Trauerente vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste sowie die dafür verantwortlichen Einflussfaktoren zu erfassen, auch um möglicherweise daraus im Bedarfsfall Kohärenzmaßnahmen ableiten zu können. Sie stellt daher explizit keinen Managementplan für diese Art dar. Nichts desto trotz können aus den vorliegenden Daten Hinweise auf mögliche Managementmaßnahmen gegeben werden.

Als allgemeine Schutzmaßnahmen werden die Schutzgebietsvernetzung mit dem VSch-Gebiet Östliche Deutsche Bucht, die Sicherung von Nahrungsgrundlagen durch Beschränkungen der Muschel- und Industriefischerei und durch räumliche Einschränkung von weiteren Sandentnahmen, ein Verbot der Stellnetzfisherei sowie Schutz vor Verölungen vorgeschlagen.

Vorschläge speziell zum Schutz der Mauserbestände vor Eiderstedt beinhalten darüberhinaus die Einrichtung eines Schutzgebiets. Ein nachhaltiger Trauerentenschutz kann dadurch erreicht werden, dass langfristig dafür gesorgt wird, dass sämtliche Störungen in dem Hauptmausergebiet zur Mauserzeit möglichst verhindert werden. Dazu zählt an erster Stelle die Vermeidung (oder Verringerung) von Schiffsverkehr. Aber auch die Vermeidung von Freizeitsportaktivitäten sowie die Einhaltung von Mindestflughöhen bei der Überquerung des Gebietes durch Luftfahrzeuge sind wesentliche Aspekte eines Trauerentenschutzes. Darüber hinaus wäre in diesem Raum sicherzustellen, dass die Muschelvorkommen als Nahrungsgrundlage der Enten möglichst nicht durch Nutzungen oder Eingriffe verringert werden.

Insbesondere vor dem Hintergrund der eingangs erwähnten besonderen Verantwortung Deutschlands für den Bestand der Trauerente, der nicht zuletzt durch die Aufnahme der Art in das Bundesprogramm zur Biologischen Vielfalt weiter unterstrichen wird, erscheint es sinnvoll, konkrete Maßnahmen zur Förderung der Art zu entwickeln, die dann ggf. auch zur Kompensation der Eingriffsfolgen anderer Vorhaben umgesetzt werden könnten.

9 LITERATUR

- Aumüller, R., Boos, K., Freienstein, S., Hill, K. & Hill, R. (2011). Beschreibung eines Vogelschlagereignisses und seiner Ursachen an einer Forschungsplattform in der Deutschen Bucht. *Vogelwarte*, 49, 9-16.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2005). *Ecology. From individuals to Ecosystems*. John Wiley & Sons, Oxford. 752 S.
- Bellebaum, J., Diederichs, A., Kube, J., Schulz, A. & Nehls, G. (2006). Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeressäuger gegenüber Schiffen auf See. *Orn. Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern, Tagungsband. 5. deutsches See- und Küstenvogelkolloquium*, 86-90.
- Bellebaum, J. (2011). Untersuchung und Bewertung des Beifangs von Seevögeln durch die passive Meeresfischerei in der Ostsee. Schlussbericht über das F+E-Vorhaben (FKZ 3507 85 090).
- Berndt, R.K. & Busche, G. (1993). *Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 4. Entenvögel II (Kolbenente – Ruderente)*. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BioConsult SH (2002). *Umweltverträglichkeitsstudie für den Offshore-Bürger-Windpark Butendiek – Fachgutachten Rastvögel*.
- BirdLife International (2013). Species factsheet: *Melanitta nigra*. Abgefragt von <http://www.birdlife.org> am 28.02.2013.
- Blew, J., Hoffmann, M., Nehls, G. & Hennig, V. (2008). Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Final Report FKZ 0329963 + FKZ 0329963A, 145pp.
- Blotzheim, U.N.G. (Hrsg, 1969). *Anseriformes. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. – Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 503 S.*
- Brandt, M., Diederichs, A. & Nehls, G. (2008). *Fachgutachten Seevögel. Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie für das Sandentnahmegebiet „Westerland III“ westlich von Sylt. Im Auftrag des Landesbetrieb Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz.*
- Bregnballe, T., Noer, H., Christensen, T.K., Clausen, P., Asferg, T., Fox, A.D. & Delany, S. (2006). Sustainable hunting of migratory waterbirds: the Danish approach. In: Boere, G., Galbraith, C. & Stroud, D. (ed.). *Waterbirds around the world*, pp. 854-860. The Stationary Office, Edinburgh, UK.
- BSH - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (Hrsg., 2007). *Standard. Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3)*. Hamburg und Rostock.
- Camphuysen, C.J., Lavaleye, M.S.S. & Leopold, M.F. (1999). *Vogels, Zeezoogdieren en Macrobenthos bij het Zoekgebied voor Gaswinning in Mijnbouwwak Q4 (Nordzee)*. Birds, marine mammals and macrobenthic fauna around a potential gas exploitation area at Q4 (North Sea). NIOZ-Rapport 1999-4.

- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., van der Have, T.M., Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., van der Meer, J. & Piersma, T. (2002). Mass mortality of Common Eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation* 106: 303-317.
- Cramp, S. & Simmons K.E.L. (1987). *Handbook of the Birds of Europe and the Middle East and North Africa*. – Vol. I, Oxford University Press, Oxford, London, New York: 199–207.
- Deppe, L. (2003). Die Trauerente (*Melanitta nigra*) in der deutschen Bucht – GIS-basierte Bewertung räumlicher und zeitlicher Parameter. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- Draulans, D. (1982). Foraging and size selection of mussels by the Tufted Duck, *Aythya fuligula*. *Journal of Animal Ecology*, 51, 943-956.
- Durinck, J., Christensen, K.D., Skov, H. & Danielsen, F. (1993). Diet of the Common Scoter *Melanitta nigra* and Velvet Scoter *Melanitta fusca* wintering in the North Sea. *Ornis Fennica*, 70, 215-218.
- Ekroos, J., Fox, A.D., Christensen, T.K., Petersen, I.K., Kilpi, M., Jónsson, J., Green, M., Laursen, K., Cervenci, A., deBoer, P., Nilsson, L., Meissner, W. & Garthe, S. (2012). Declines amongst breeding Eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/WaddenSea flyway. *Ornis Fennica*, 89, 1-10.
- Figge, K. (1981). Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. Deutsches Hydrographisches Institut, Karte Nr. 2900.
- Fleet, D.M, Gaus, S. & Schultze-Diekhoff, M. (2003). Zeigt die Ausweisung der Nordsee als MARPOL-Sondergebiet für Öl die ersten Erfolge? Ölopfer in der Deutschen Bucht in den Wintern 2000/2001 und 2001/2002. *Seevögel*, 24 16-23.
- Flint, P.L. (2013). Changes in size and trends of North American sea duck populations associated with North Pacific oceanic regime shifts. *Marine Biology*, 160, 59-65.
- Fox, A.D. & Petersen, I.K. (2006). Assessing the degree of habitat loss to marine birds from the development of offshore wind farms. In: Boere, G., Galbraith, C. & Stroud, D. (ed.), *Waterbirds around the world*, pp. 801-804. The Stationary Office, Edinburgh, UK.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724–734.
- Garthe, S., Hüppop, O. & Weichler, T. (2002). Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See und von Schiffen. *Seevögel* 23: 47-55.
- 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.
- Gätke, H. (1900). *Die Vogelwarte Helgoland*. 2. Aufl. Braunschweig.

- Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH (GFN) (2011). Sandentnahme Westerland III. Ergänzung des Rahmenbetriebsplans. Erweiterung um die Teilflächen 1b – 2d. Umweltverträglichkeitsprüfung, landschaftspflegerischer Begleitplan, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Artenschutzrechtliche Prüfung. Im Auftrag des Landesbetriebs für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz.
- Gorski, W., Jakuczun, B., Nitecki, C. & Petryna, A. (1977). Investigation of oil pollution on the Polish Baltic coast in 1974-1975. *Przegląd Zoologiczny* 21, 20-23.
- Grünkorn, T., Spalke, J., Diederichs, A. & Dorsch, M. (2011). Trauerentenzählungen für das Projekt Sandentnahme Westerland III. 5. Zwischenbericht. Anlage 1 Ergebnisse der Trauerentenerfassung.
- Guillemette, M., Reed, A. & Himmelman, J.H. (1996). Availability and consumption of food by common eiders wintering in the Gulf of St. Lawrence: evidence of prey depletion. *Can J Zool*, 74, 32-38.
- Hennig, V. (2001). An evaluation of available knowledge on the necessity of undisturbed moulting sites for seabirds in the offshore area, in order to investigate the possibilities for creating such undisturbed moulting sites. Report Wadden Sea Plan Project 35. Nationalparkamt Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- Hennig, V. & Eskildsen, K. (2001). Notwendigkeit ungestörter Mäusergebiete für die Trauerente (*Melanitta nigra*). In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.; 2001): Wattenmeermonitoring 2000 – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, 76 S.
- Hildebrandt, H. (1916). Ornithologische Beobachtungen an der Wattenküste des südlichen Schleswig. *Journal für Ornithologie* 64, 379-397.
- Hill, D.A. & Ellis, N. (1984). Survival and age related changes in the foraging behaviour and time budget of Tufted Ducklings *Aythya fuligula*. *Ibis* 126, 544-550.
- Hüppop, O., Dierschke, V. & Wendeln, H. (2004). Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. *Ber. Vogelschutz*, 41, 128-218.
- Hüppop, O., Hill, R., Hüppop, K. & Jachmann, F. (2009). Auswirkungen auf den Vogelzug - Begleitforschung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nordsee (FINOBIRD). Abschlussbericht, Institut für Vogelforschung, Helgoland. 278 p.
- IUCN (2013). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Abgefragt von www.iucnredlist.org am 28.02.2013.
- Kaiser, M.J., Galanidi, M., Showler, D.A., Elliott, A.J., Caldow, R.W.G., Rees, E.I.S., Stillman, R.A. & Sutherland, W.J. (2006). Distribution and behaviour of the Common Scoter *Melanitta nigra* to prey resources and environmental parameters. *Ibis*, 148.
- Kear, J. (Ed.) (2005). Ducks, geese and swans volume 2: species accounts (Cairina to Mergus). Oxford University Press, Oxford, U.K.

- Kruckenberg, H., Bellebaum, J., Larsson, K. & Kube, J. (2012). Starker Rückgang auf hoher See: Meerestenten in der Klemme. *Der Falke*, 59, 412-418.
- Larsen, J.K. & Guillemette, M. (2000). Influence of annual variation in food supply on abundance of wintering common eiders *Somateria mollissima*. *Marine Ecology Progress Series*, 201, 301-309.
- Larsen, J.K. & Laubek, B. (2005). Disturbance effects of high-speed ferries on wintering sea ducks. *Wildfowl* 55: 99-116.
- Larsson, K. & Tydén, L. (2005). Effects of oil spills on wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* at Høburgs bank in central Baltic Sea between 1996/97 and 2003/2004. *Ornis Svecica*, 15, 161-171.
- Leonhard, S.B. & Skov, H. (Eds.) (2012). Food Resources for Common Scoter. Horns Reef Monitoring 2009-2010. Orbicon, DHI, Wageningen IMARES. Report commissioned by The Environmental Group through contract with DONG Energy.
- Leopold, M.F. (1993). Spisula's, zeeëenden en kokkelvisser: een nieuw milieuprobleem op de Noordzee. *Sula*, 7, 24-28.
- Leopold, M.F., Baptist, H.J.B., Wolf, P.A. & Offringa, H. (1995). De Zwarte Zeeëend *Melanitta nigra* in Nederland. *Limosa*, 68, 49-64.
- Leopold, M.F., Camphuysen, C.J., Verdaat, H., Dijkman, E.M., Meesters, H.W.G., Aarts, G.M., Poot, M. & Fijn, R. (2010). Local birds in and around the Offshore Wind Park Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1). Report C034/10, IMARES, Texel, The Netherlands. 269 p.
- Lovvorn, J.R. & Gillingham, M.P. (1996). Food dispersion and foraging energetics: a mechanistic synthesis for field studies of avian benthicvores. *Ecology*, 77, 435-451.
- Madsen, F.J. (1954). On the food habits of diving ducks in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.*, 2, 157-266.
- MacArthur, R. H. & Pianka, E. R. (1966). On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100.
- Markones, N. & Garthe, S. (2010). Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), im Auftrag der Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz (LKN), Tönning.
- McKnight, S.K. (1998). Effects of food abundance and environmental parameters on foraging behaviour of gadwalls and American coots in winter. *Canadian Journal of Zoology* 76, 1993-1998.
- Meissner, J. & Bräger, S. (1990). The feeding ecology of wintering Eiders *Somateria mollissima* and Common Scoters *Melanitta nigra* on the Baltic Sea coast of Schleswig-Holstein, FRG. *Wader study group bulletin*, 58, 10-12.

- Meissner, J. (1992). Untersuchungen zum Vorkommen überwinternder Meeresenten in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot in der Kieler Bucht. Diplomarbeit, Universität Kiel.
- 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, BfN, Bonn.
- Merkel, F.R., Mosbech, A. & Riget, F. (2009). Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea*, 97, 99-107.
- Mitschke, A., Garthe, S. & Hüppop, O. (2001). Erfassung der Verbreitung, Häufigkeiten und Wanderungen von See- und Wasservögeln in der deutschen Nordsee. Ergebnisse eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens. BfN-Skripten 34, Bonn-Bad Godesberg.
- Montevecchi, W.A. (2002). Interactions between Fisheries and Seabirds. In: Schreiber, E.A. & Burger, J. (Hrsg.). *Biology of marine birds*. CRC Press LLC, pp. 527-558.
- Mooij, J.H. (2005). Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 30, 49-76.
- Mori, Y., Sodhi, N.S., Kawanishi, S. & Yamagishi, S. (2001). The effect of human disturbance and flock composition on the flight distances of waterfowl species. *Journal of Ethology*, 19, 115-119.
- Nehls, G. (1998). Bestand und Verbreitung der Trauerente *Melanitta nigra* im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. *Seevögel*, 19, 19-22.
- Nikolaeva, N.G., Spiridonov, V.A. & Krasnov Y.V. (2006). Existing and proposed marine protected areas and their relevance for seabird conservation: a case study in the Barents Sea region. In: Boere, G.; Galbraith, C., Stroud, D. (ed.), *Waterbirds around the world*, pp. 743-749. The Stationary Office, Edinburgh, UK.
- Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. (2009). Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 288 p. – Faglig rapport fra DMU nr. 742. <http://www.dmu.dk/Pub/FR742.pdf>.
- Petersen, P. (1927). Zur Bestimmung der Windstärke auf See. Für Segler, Dampfer und Luftfahrzeuge. *Ann Hydrogr Marit Meteorol* 55:69–72
- Petersen, I.K. (2006). Revision of Danish EU Bird Directive SPAs in relation to the development of an offshore wind farm: a case study. In: Boere, G.; Galbraith, C. & Stroud, D. (ed.), *Waterbirds around the world*, pp. 750-751. The Stationary Office, Edinburgh, UK.
- Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A.D. (2006). Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Report commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark.

- Petersen, I.K. & Fox, A.D. (2007). Changes in bird habitat utilization around Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Commissioned by Vattenfall A/S. NERI/Ministry of Environment, Report number 36, 40pp. R Development Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Richman, S.E. & Lovvorn, J.R. (2003). Effects of clam species dominance on nutrient and energy acquisition by Spectacled Eiders in the Bering Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 261, 283-297.
- RSPB (2004). Assessment of the sustainability of industrial fisheries producing fish meal and fish oil. Final report. Unpublished report by Poseidon Aquatic Resource Management LTD. and the University of Newcastle-Upon-Tyne.
- Scheiffahrt, G. & Frank, D. (2006). Eiderentensterben im niedersächsischen Wattenmeer: der Einfluss der Nahrungsqualität auf Bestand und Kondition der Eiderente. Abschlußbericht des Projektes 16/00 der niedersächsischen Wattenmeerstiftung. Institut für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland", Wilhelmshaven.
- 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.
- Skov, H., Durinck, J., Leopold, M. F. & Tasker, M. L. (1995). Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. Cambridge: BirdLife International.
- Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J. J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A. & Stipniece, A. (2011). Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. TemaNord 2011-550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. <http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2011-550>.
- Stempniewicz, L. (1986). The food intake of two Scoters *Melanitta fusca* and *M. nigra* wintering in the Gulf of Gdańsk, Polish Baltic coast. *Vår Fågelv. Suppl.*, 11, 211-214.
- Tasker, M.L., Camphuysenm C.J., Cooperm J., Garthe, S., Montevecchi, W.A., & Blaber, S.J.M. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 531-547.
- Thiel, M., Nehls, G., Bräger, S. & Meissner, J. (1992). The impact of boating on the distribution of seals and moulting ducks in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein. *Publ. Ser. Neth. Inst. Sea Res.*, 20, 221-233.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. & Burnham, K.P. (2010). Distance Software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47, 5-14.

- Tulp, I., Craeymeersch, J., Leopold, M., van Damme, C., Fey, F. & Verdaat, H. (2010). The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 90, 116-128.
- Wetlands International (2006). *Waterbird population estimates – fourth edition*. Wetlands International, Wageningen, the Netherlands.
- Wetlands International (2013). *Waterbird Population Estimates*. Abgefragt von wpe.wetlands.org am 28.02.2013.
- WWF (2008). *Towards Low Impact Fishery Techniques*. WWF Report on how to mitigate ecosystem effects of fishing. WWF Germany, Frankfurt am Main.
- WWF (2009). *Nicht nur Krabben im Netz. Der Beifang in der Baumkurrenfischerei auf die Nordseegarnele (Crangon crangon)*. WWF Germany, Frankfurt am Main.
- Žydelis, R. (2002). *Habitat selection of waterbirds wintering in Lithuanian coastal zone of the Baltic Sea*. PhD thesis, University of Vilnius, Lithuania.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation*, 142, 1269-1281.
- Žydelis, R., Small, C. & French, G. (2013). The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation*, 162, 76-88.

A ANHANG

A.1 Weitere statistische Analysen

Für die statischen Habitatparameter *Wassertiefe* und *Sedimenttyp* wurden Zusammenhänge mit der mittleren monatlichen Trauerentenpräsenz bzw. -dichte untersucht.

A.1.1 Methodik

Für die Analyse des Effektes der statischen Habitatvariablen Wassertiefe und Sediment auf das Trauerentenvorkommen bzw. die Trauerentendichte standen über die in vorhergehender Analyse verwendeten Erfassungsflüge hinaus insgesamt 57 Flüge (43 Flüge für den LKN + 14 Flüge für den Offshore-Windpark Butendiek) zwischen Feb. 2010 und März 2012 zur Verfügung (für Datenübersicht s. Tab. A.1). Aus diesen Flügen berechneten wir pro Monat, Jahr und Rasterzelle die mittlere Trauerentendichte und verwendeten diese Werte in nachfolgenden Analysen.

Der Methode für das im Bericht vorgestellte GAM folgend, gingen wir auch hier in zwei Schritten vor und berechneten mit Hilfe eines GAM den Effekt von Wassertiefe und Sediment unter Berücksichtigung der Monats- sowie Jahresschwankungen zuerst auf die Trauerentenpräsenz und dann auf die Trauerentendichte:

Zuerst berechneten wir ein an eine binominale Verteilung angepasstes GAM, wobei Trauerentenpräsenz als abhängige Variable, Wassertiefe, Sediment, Monat und die Interaktion von Monat mit Wassertiefe als kontinuierliche unabhängige Variablen und Jahr als Faktor in das Modell eingebaut wurden. Um eine hinreichende Datenlage für die zu untersuchenden Variablen zu gewährleisten, wurde der Datensatz auf Rasterzellen über -19 m Wassertiefe und Sedimenttypen 4-8 beschränkt.

Im zweiten Schritt berechneten wir den Effekt auf die Trauerentendichte unter Berücksichtigung nur der Rasterzellen, in denen Trauerenten erfasst wurden. Dieses GAM folgt dem oben beschriebenen, nur dass es an eine Quasipoisson statt an eine binominale Verteilung angepasst wurde. Der Datensatz musste hierbei wegen nicht ausreichender Datenlage weiter auf Wassertiefen über -17 m, Sedimenttypen 4-7 und die Monate Sep bis Mai beschränkt werden, um die zu untersuchenden Effekte sinnvoll überprüfen zu können.

Tab. A.1 Datum und Zähler der einzelnen Erfassungsflüge von Februar 2010 bis März 2012. Die jeweils in der Abfolge der Zwischenberichte dargestellten Erfassungsflüge sind durch einen Strich getrennt.

Flugnummer	Datum	Hauptzähler Sitz 2	Hauptzähler Sitz 3	Kontrollzähler Sitz 4/5	Zwischenbericht
1	23.02.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Caroline Höschle	
2	04.03.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Caroline Höschle	
3	08.03.2010	Janina Spalke	Caroline Höschle		
4	10.03.2010	Janina Spalke	Ansgar Diederichs	Jannes Landschoff	1
5	22.03.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Gabor Csaszari	
6	10.04.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Henning Volmer	
7	02.05.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Gudrun Püschel	
8	27.05.2010	Janina Spalke	Henning Volmer		
9	08.06.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Thomas Hansen	
10	23.06.2010	Janina Spalke	Ansgar Diederichs	Rainer Borcharding	
11	05.07.2010	Janina Spalke	Thomas Hansen	Gabor Csaszari	
12	14.07.2010	Thomas Hansen	Thomas Grünkorn	Frieder Schwarz	2
13	01.08.2010	Joachim Horstkotte	Nils Hutter	Gabor Csaszari	
14	17.08.2010	Gabor Csaszari	Thomas Grünkorn	Stefan Pfützke	
15	03.09.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Christian Gahrau	
16	25.09.2010	Henning Volmer	Christian Gahrau	Jannes Landschoff	
17	26.10.2010	Jan von Rönn	Thomas Grünkorn	Cornelius Schlawe	3
18	16.11.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Thomas Hansen	
19	08.12.2010	Janina Spalke	Thomas Grünkorn	Christian Gahrau	
20	17.12.2010	Rainer Borcharding	Thomas Grünkorn	Cornelius Schlawe	
21	19.01.2011	Janina Spalke	Cornelius Schlawe	Rainer Borcharding	
22	09.02.2011	Thomas Grünkorn	Janina Spalke	Cornelius Schlawe	4
23	02.03.2011	Janina Spalke	Christian Gahrau	Thomas Hansen	
24	23.03.2011	Jannes Landschoff	Rainer Borcharding	Thomas Hansen	
25	10.04.2011	Henning Volmer	Christian Gahrau	Cornelius Schlawe	
26	15.04.2011	Jannes Landschoff	Thomas Grünkorn	Cornelius Schlawe	
27	06.05.2011	Jannes Landschoff	Jan von Rönn		5
28	15.06.2011	Cornelius Schlawe	Jan von Rönn	Gudrun Püschel	
29	07.07.2011	Janina Spalke	Jan von Rönn	Thomas Hansen	
30	06.08.2011	Jan Meißner	Jannes Landschoff	Cornelius Schlawe	6
31	25.08.2011	Jannes Landschoff	Thomas Grünkorn	Thomas Hansen	
32	16.09.2011	Henning Volmer	Thomas Grünkorn	Jan von Rönn	
33	27.09.2011	Janina Spalke	Jan von Rönn	Cornelius Schlawe	
34	29.09.2011	Janina Spalke	Jan von Rönn	Frieder Schwarz	
35	13.10.2011	Jannes Landschoff	Jan von Rönn	Jan Meißner	
36	21.11.2011	Jan von Rönn	Jannes Landschoff	Thomas Hansen	7
37	16.12.2011	Jan von Rönn	Thomas Grünkorn	Felix Weiß	
38	23.01.2012	Cornelius Schlawe	Jan von Rönn	Jannes Landschoff	
39	02.02.2012	Cornelius Schlawe	Thomas Grünkorn	Jan von Rönn	
40	04.02.2012	Cornelius Schlawe	Thomas Grünkorn	Henning Volmer	
41	11.02.2012	Christian Gahrau	Thomas Hansen	Jannes Landschoff	
42	15.03.2012	Christian Gahrau	Jan von Rönn	Cornelius Schlawe	
43	23.03.2012	Henning Volmer	Jan von Rönn	Felix Weiß	8

A.1.2 Ergebnisse: Einfluss von Wassertiefe und Sediment auf die mittlere monatliche Trauerentenpräsenz

Der Effekt von Jahr war nicht signifikant ($p > 0,05$), weshalb diese Variable aus dem endgültigen Modell (s. Tab. A.2) ausgeschlossen wurde. Das endgültige Modell erklärt 23 % der Varianz in den Daten. Von den anderen Variablen hatte die Interaktion von Monat mit Wassertiefe den mit Abstand stärksten Einfluss (s. Tab. A.2). Dieser Effekt war derart, dass die höchste Trauerentenpräsenz generell bei Wassertiefen zwischen -12 und -4 m anzutreffen war. Darüber hinaus fand sich zu Saisonanfang zwischen Sep und Feb auch eine hohe Trauerentenpräsenz im Flachwasser, während sich in der Saisonmitte (Feb-Mär) eine recht hohe Präsenz auch in Wassertiefen bis zu den maximal untersuchten -19 m fand. Somit kam es mit fortschreitender Saison zu einer leichten Verschiebung der Trauerentenpräsenz von flacherem ins tiefere Wasser. Ab Mai sind dann hingegen kaum noch Trauerenten anzutreffen, so dass keine Präferenz bezüglich Wassertiefe mehr festzustellen ist (Abb. A.1). Bezüglich des Effektes von Sediment war festzustellen, dass die höchste Präsenz über Sedimenttyp 7 (Grobsand) auftrat, die geringste über Sedimenttyp 5 (mittelgrober bis Feinsand; Abb. A.2).

Tab. A.2 Ergebnisse des GAM zur Analyse des Einflusses verschiedener Habitatvariablen auf die mittlere monatliche Trauerentenpräsenz.

abhängige Variable: Trauerentenpräsenz pro Rasterzelle pro Erfassungsflug			
Variable	edf (df)	Chi ²	p
Wassertiefe	1,0	4,4	<0,05
Sediment	2,9	27,1	<0,001
Monat	9,1	166,6	<0,001
Wassertiefe*Monat	24,2	258,3	<0,001

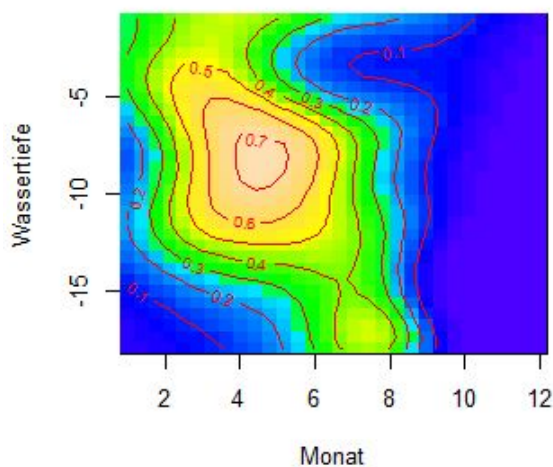


Abb. A.1 Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentenpräsenz. Monat ist der Trauerentensaison entsprechend von Sep (1) bis Aug (12) kodiert. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentenpräsenz an, blaue die mit den niedrigsten. Die Isoklinien enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentenpräsenz (0-1).

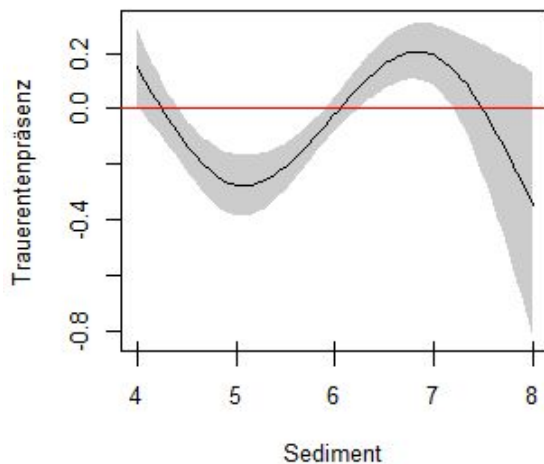


Abb. A.2 Einfluss von Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand, 8=Steine/Kies) auf die Trauerentenpräsenz. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert da, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.

A.1.3 Ergebnisse: Einfluss von Wassertiefe und Sediment auf die mittlere monatliche Trauerentendichte

Alle untersuchten Variablen hatten einen statistisch signifikanten Einfluss auf die mittlere monatliche Trauerentendichte und das Modell erklärt 29,2% der Varianz in den Daten. Den stärksten Effekt hatte hierbei Jahr und Sediment (Tab. A.3) der Effekt von Wassertiefe mit Monat war vergleichsweise gering. Die Trauerentendichte war 2011 am höchsten gefolgt von 2010 und 2012. Der Effekt von Wassertiefe mit Monat war derart, dass drei Trauerentendichtemaxima bei ca. -1, -6 und -16 m auftraten, wobei das Flachwasser etwas früher hohe Dichten aufwies als das tiefe Wasser (Abb. A.3). Die höchsten Trauerentendichten fanden sich wie auch die höchste Präsenz über Sedimenttyp 7, die niedrigste über Sedimenttyp 5 (Abb. A.4).

Tab. A.3 Ergebnisse des GAM zur Analyse von statischen Habitatparametern auf die mittlere monatliche Trauerentendichte pro Rasterzelle.

abhängige Variable: Trauerentendichte pro Rasterzelle pro Erfassungsflug			
Variable	edf (df)	F	p
Wassertiefe	9,0	2,1	<0,05
Sediment	2,5	25,5	<0,001
Monat	2,1	0,5	<0,05
Wassertiefe*Monat	24,5	3,1	<0,001
Jahr	2	43,3	<0,001

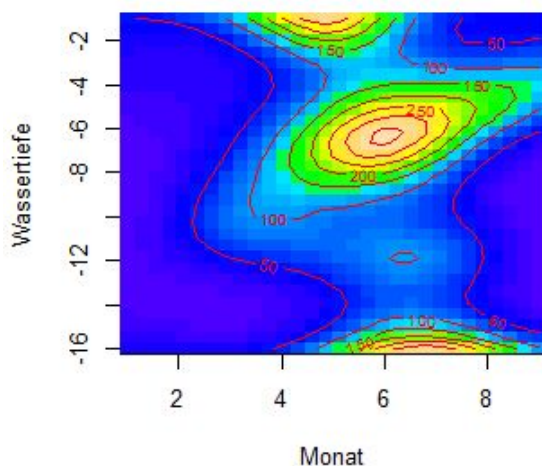


Abb. A.3 Einfluss von Wassertiefe in Abhängigkeit von Monat auf die Trauerentendichte unter ausschließlicher Berücksichtigung von Rasterzellen mit Trauerentenpräsenz. Monat ist der Trauerentensaison entsprechend von Sep (1) bis Mai (9) kodiert. Rote Bereiche zeigen Bereiche mit der höchsten Trauerentendichte an, blaue die mit der niedrigsten. Die Isoklinen enthalten die Beschriftung die jeweiligen Mittelwerte der Trauerentendichte.

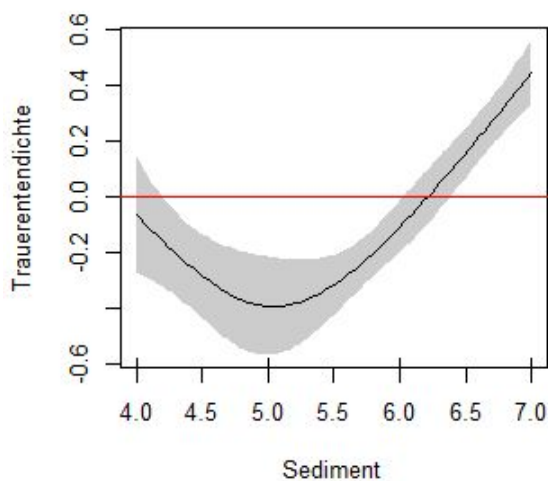


Abb. A.4 Einfluss von Sediment (4= Feinsand, 5= Mittelgrober bis Feinsand, 6= Mittelgrober Sand, 7= Grobsand) auf die Trauerentendichte. Die rote Linie stellt den Gesamtmittelwert da, die schwarze Kurve zeigt an in wie weit die Trauerentenpräsenz vom Mittelwert abweicht, die grauen Flächen geben das Konfidenzintervall an.

A.2 Beispielhafter Tagesgang der Strömung (21.06.2009)

Der Tagesgang verdeutlicht die Veränderung der Strömungsgeschwindigkeiten im Laufe des Tidenzyklus. Obgleich auch andere Parameter als die Tide die Strömung beeinflussen (insbesondere Wind) ist das Schema der Strömungsgeschwindigkeitsveränderung direkt durch den Verlauf der Tide bedingt und somit im Grundsatz in jeder Tide gleich. So ist zum Zeitpunkt des Kenterns der Tide (also zum Zeitpunkt von Hochwasser und Niedrigwasser; Tab. A.4) die Strömungsgeschwindigkeit in den Watten und Prielen am geringsten und ebenda etwa 3 Stunden nach NW oder HW am größten. Bei den Gebieten vor der Küste verhält es sich genau andersherum. Hier sind die größten Strömungsgeschwindigkeiten kurz nach Hoch-

und Niedrigwasser zu beobachten, die geringsten dagegen kurz nach der halben Tide. Dabei verschiebt sich der Zeitpunkt der Tidenmaxima und -minima an der schleswig-holsteinischen Küste von Süd nach Nord. Zwischen Helgoland und List auf Sylt tritt ein zeitlicher Versatz von etwa 2 Stunden auf.

Tab. A.4 Gezeiten am 21.06.2009

Station	HW	NW	HW	NW
List West	00:32	06:53	13:05	19:26
Amrum Odde	23:40	06:33	12:13	19:06
Büsum	23:13	05:25	11:45	17:57
Helgoland	22:30	05:16	11:03	17:49

