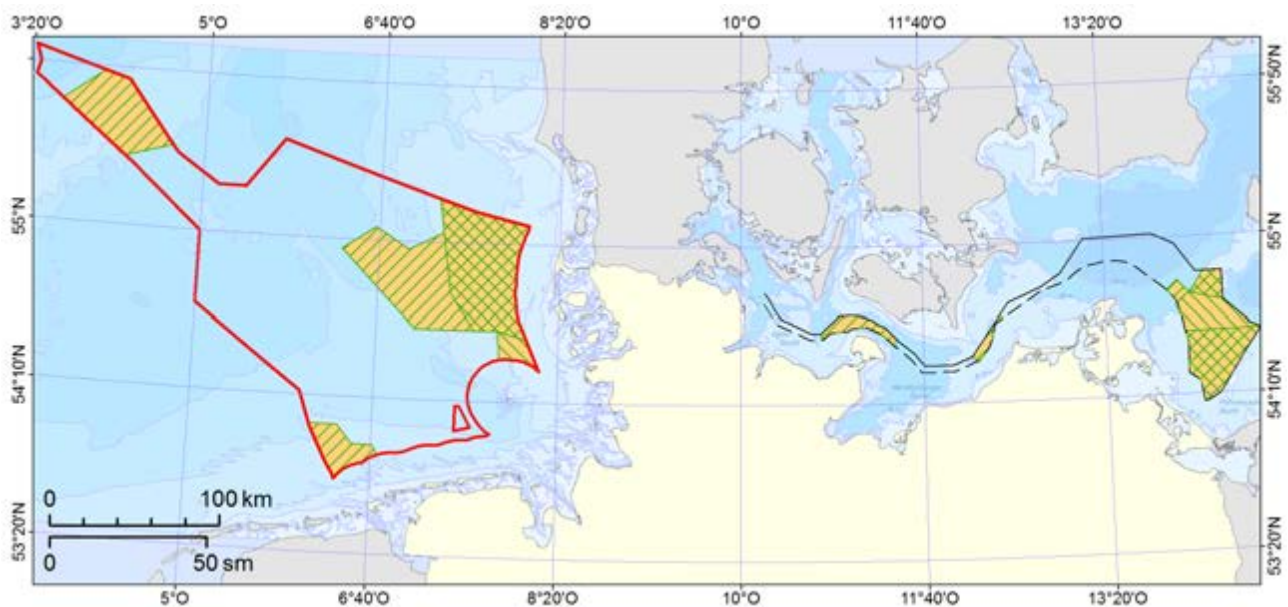


Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.)

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee

– Beschreibung und Zustandsbewertung –



**Die Meeresschutzgebiete
in der deutschen ausschließlichen
Wirtschaftszone der Nordsee**
– Beschreibung und Zustandsbewertung –
– Stand 18.10.2017 –

**Herausgegeben vom
Bundesamt für Naturschutz**



Titelbild: Deutsche AWZ: Nordsee hervorgehoben (Bundesamt für Naturschutz)

Adresse des Herausgebers:

Bundesamt für Naturschutz Konstantinstr. 110, 53179 Bonn

Erstellung:

Tim Bildstein BioConsult Schuchardt & Scholle GbR
Dr. Bastian Schuchardt Reeder-Bischoff-Str. 54, 28757 Bremen

Dr. Maike Kramer
Steffen Bleich
Dr. Sabine Schückel
Alke Huber

Dr. Volker Dierschke Gavia EcoResearch
Tönnhäuser Dorfstr. 20, 21423 Winsen (Luhe)

Sven Koschinski Meereszoologie
Kühlandweg 12, 24326 Nehnten

Dr. Annick Garniel Kieler Institut für Landschaftsökologie
Rendsburger Landstr. 355, 24111 Kiel

Unter Mitarbeit von:

Götz Ellwanger, Dr. Henrik Flatter, Mirko Hauswirth, Kathrin Heinicke, Dr. Oliver Hendrichske, Florian Herzig, Stefan Lange, Alexander Liebschner, Thomas Merck, Dr. Christian Pusch, Melanie Roscher, Ines Scheibler und Dr. Matthias Steitz (alle BfN)

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Jochen Krause Abteilung II 5 „Meeresnaturschutz“
Nina Schröder Abteilung II 5 „Meeresnaturschutz“
Carla Kuhmann Abteilung II 5 „Meeresnaturschutz“

Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter http://www.bfn.de/0502_skripten.html heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-214-3

DOI 10.19217/skr477

Bonn - Bad Godesberg 2017

Inhalt

Zusammenfassung.....	17
1. Einleitung.....	28
2. Kurzcharakterisierung der Schutzgebiete	30
2.1 Allgemeine Beschreibungen	30
2.1.1 NSG „Borkum Riffgrund“	30
2.1.2 NSG „Doggerbank“	33
2.1.3 NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	35
2.2 Spezielle Funktionen und Kohärenzfunktionen	40
3. Beschreibung und Bewertung der Schutzgüter sowie weiterer Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung.....	42
3.1 Lebensraum- und Biotoptypen	44
3.1.1 FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“	50
3.1.2 FFH-Lebensraumtyp „Riffe“	62
3.1.3 Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“	70
3.1.4 Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“	74
3.2 Besondere Benthoslebensgemeinschaften.....	78
3.2.1 Definition, Beschreibung und Vorkommen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	78
3.2.2 Soll-Zustände	80
3.2.3 Ist-Zustände und Defizite.....	81
3.3 Gefährdete Makrozoobenthosarten mit relevanten Vorkommen	82
3.4 Fische und Neunaugen.....	83
3.4.1 Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>)	83
3.4.2 Finte (<i>Alosa fallax</i>).....	85
3.4.3 Weitere Fischarten nach Anh. II FFH-RL	87
3.4.4 Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten.....	87
3.5 Seevögel	89
3.5.1 Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>)	94
3.5.2 Sterntaucher (<i>Gavia stellata</i>).....	100
3.5.3 Prachtaucher (<i>Gavia arctica</i>)	106
3.5.4 Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)	111
3.5.5 Basstölpel (<i>Morus bassanus</i> , syn. <i>Sula bassana</i>)	115
3.5.6 Spatelraubmöwe (<i>Stercorarius pomarinus</i>)	120
3.5.7 Skua (<i>Stercorarius skua</i> , syn. <i>Catharacta skua</i>).....	123
3.5.8 Papageitaucher (<i>Fratercula arctica</i>)	125
3.5.9 Tordalk (<i>Alca torda</i>).....	127
3.5.10 Trottellumme (<i>Uria aalge</i>).....	132
3.5.11 Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>).....	138
3.5.12 Zwergmöwe (<i>Hydrocoloeus minutus</i> , syn. <i>Larus minutus</i>).....	143
3.5.13 Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>)	147
3.5.14 Mantelmöwe (<i>Larus marinus</i>)	152
3.5.15 Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>).....	155
3.5.16 Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>).....	159
3.5.17 Brandseeschwalbe (<i>Sterna sandvicensis</i>)	164
3.5.18 Flusseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>)	169
3.5.19 Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisaea</i>)	173
3.5.20 Übersicht über die Ist-Zustände Seevögel	179
3.6 Meeressäuger	180

3.6.1	Schweinswal (<i>Phocoena phocoena</i>)	182
3.6.2	Kegelrobbe (<i>Halichoerus grypus</i>).....	198
3.6.3	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>).....	208
3.6.4	Zwergwal (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)	221
3.6.5	Weißschnauzendelphin (<i>Lagenorhynchus albirostris</i>)	225
3.6.6	Übersicht über die Ist-Zustände Meeressäuger	227
3.7	Überblick über die Defizite der Schutzgüter in den Schutzgebieten	229
4.	Beschreibung der Nutzungen	234
4.1	Verkehr	235
4.1.1	Berufsschifffahrt.....	235
4.1.2	Freizeitschifffahrt.....	241
4.1.3	Ziviler Flugverkehr	243
4.2	Ressourcennutzung	245
4.2.1	Berufsfischerei: grundberührende Fischerei.....	245
4.2.2	Berufsfischerei: pelagische Schleppnetzfischerei.....	256
4.2.3	Berufsfischerei: Stellnetzfischerei	259
4.2.4	Berufsfischerei: Reusen und Fallen	263
4.2.5	Freizeitfischerei.....	265
4.2.6	Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen.....	267
4.2.7	Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	275
4.3	Infrastruktur und Energiegewinnung	280
4.3.1	Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen.....	280
4.3.2	Energieerzeugung aus Wind.....	286
4.4	Sonstige Nutzungen	290
4.4.1	Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung.....	290
4.4.2	Militärische Aktivitäten	293
4.4.3	Beseitigung militärischer Altlasten.....	298
4.4.4	Wissenschaftliche Meeresforschung	303
4.5	Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen	306
4.6	Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen	310
4.6.1	Klimawandel	310
4.6.2	Eutrophierung	310
4.6.3	Ferneinträge von Abfällen und Schadstoffen.....	311
5.	Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber Wirkfaktoren.....	313
5.1	Wirkfaktoren der Nutzungen	313
5.2	Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und Fischarten	315
5.2.1	Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust	315
5.2.2	Trübungsfahren.....	318
5.2.3	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)	319
5.2.4	Schadstoffeinträge	320
5.2.5	Abfalleinträge.....	322
5.2.6	Dauerschall unter Wasser.....	323
5.2.7	Impulsschall unter Wasser	324
5.2.8	Eintrag von Neobiota	325
5.2.9	Eintrag von Pathogenen.....	326
5.2.10	Barrierewirkung.....	326
5.2.11	Kollisionen	327
5.2.12	Visuelle Störungen.....	327

5.2.13	Temperaturveränderungen	327
5.2.14	Elektromagnetische Felder	328
5.2.15	Weitere Wirkfaktoren und Einflussgrößen	329
5.2.16	Fang von Zielarten	330
5.3	Flussneunauge und Finte	330
5.3.1	Impulsschall unter Wasser	331
5.3.2	Dauerschall unter Wasser	331
5.3.3	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang).....	331
5.3.4	Elektromagnetische Felder	331
5.4	Seevögel	332
5.4.1	Impulsschall unter Wasser	332
5.4.2	Impulsschall in der Luft.....	332
5.4.3	Dauerschall in der Luft	333
5.4.4	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang).....	333
5.4.5	Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust	335
5.4.6	Barrierewirkung	338
5.4.7	Kollisionen.....	341
5.4.8	Visuelle Störungen	345
5.4.9	Abfalleinträge	349
5.4.10	Schadstoffeinträge	350
5.4.11	Trübungsfahnen	353
5.4.12	Fang von Zielarten	354
5.5	Meeressäugetiere	354
5.5.1	Impulsschall unter Wasser	355
5.5.2	Dauerschall unter Wasser	360
5.5.3	Impulsschall an der Luft (nur Robben).....	363
5.5.4	Dauerschall an der Luft (nur Robben)	364
5.5.5	Fang von Zielarten	364
5.5.6	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang).....	365
5.5.7	Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust	367
5.5.8	Barrierewirkung	368
5.5.9	Kollisionen.....	369
5.5.10	Visuelle Störungen (nur Robben)	370
5.5.11	Abfalleinträge	371
5.5.12	Schadstoffeinträge	372
5.5.13	Eintrag von Neobiota.....	373
5.5.14	Eintrag von Pathogenen.....	373
6.	Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	375
6.1	Berufsschifffahrt.....	378
6.1.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten.....	378
6.1.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	380
6.1.3	Auswirkungen auf Trauerenten	381
6.1.4	Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtaucher.....	382
6.1.5	Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel	382
6.1.6	Auswirkungen auf Spatelraubmöwe und Skua	382
6.1.7	Auswirkungen auf Tordalk und Trottellumme.....	383
6.1.8	Auswirkungen auf Möwen und Seeschwalben.....	383
6.1.9	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	383
6.1.10	Gesamtauswirkungen der Berufsschifffahrt	388

6.2	Freizeitschifffahrt	389
6.3	Ziviler Flugverkehr	389
6.4	Berufsfischerei: Grundberührende Fischerei	390
6.4.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	390
6.4.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	393
6.4.3	Auswirkungen auf Trauerenten	394
6.4.4	Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtttaucher	394
6.4.5	Auswirkungen auf Eissturmvögel	395
6.4.6	Auswirkungen auf Basstölpel	395
6.4.7	Auswirkungen auf Spatelraubmöwe und Skua	395
6.4.8	Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen	396
6.4.9	Auswirkungen auf Dreizehenmöwen	396
6.4.10	Auswirkungen auf Möwen (ohne Dreizehenmöwe)	397
6.4.11	Auswirkungen auf Brandseeschwalben	397
6.4.12	Auswirkungen auf Flusseeeschwalben und Küstenseeschwalben	397
6.4.13	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	397
6.4.14	Gesamtauswirkungen grundberührender Fischerei	401
6.5	Berufsfischerei: Pelagische Schleppnetzfisherei	402
6.5.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	402
6.5.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	402
6.5.3	Auswirkungen auf Trauerenten	402
6.5.4	Auswirkungen auf Seetaucher und Alkenvögel	403
6.5.5	Auswirkungen auf Eissturmvögel	403
6.5.6	Auswirkungen auf Basstölpel	403
6.5.7	Auswirkungen auf Dreizehenmöwen	404
6.5.8	Auswirkungen auf Raubmöwen, Möwen (ohne Dreizehenmöwe) und Seeschwalben	404
6.5.9	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	404
6.5.10	Gesamtauswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei	407
6.6	Berufsfischerei: Stellnetzfisherei	408
6.6.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	408
6.6.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	409
6.6.3	Auswirkungen auf Seevögel	409
6.6.4	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	410
6.6.5	Gesamtauswirkungen der Stellnetzfisherei	413
6.7	Berufsfischerei: Reusen und Fallen	414
6.7.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	414
6.7.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	415
6.7.3	Auswirkungen auf Seevögel	415
6.7.4	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	415
6.7.5	Gesamtauswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen	417
6.8	Freizeitfischerei	418
6.8.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	418
6.8.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	419
6.8.3	Auswirkungen auf Seevögel	419
6.8.4	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	419

6.8.5	Gesamtauswirkungen der Freizeitfischerei	421
6.9	Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	422
6.9.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten.....	422
6.9.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	423
6.9.3	Auswirkungen auf Seevögel	423
6.9.4	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	423
6.9.5	Gesamtauswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	427
6.10	Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	428
6.10.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten.....	428
6.10.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	430
6.10.3	Auswirkungen auf Trauerenten	430
6.10.4	Auswirkungen auf Seetaucher und Alkenvögel.....	431
6.10.5	Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel	431
6.10.6	Auswirkungen auf Spatelraubmöwen und Skuas.....	432
6.10.7	Auswirkungen auf Dreizehenmöwen	432
6.10.8	Auswirkungen auf Möwen (ohne Dreizehenmöwe) und Seeschwalben	432
6.10.9	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	433
6.10.10	Gesamtauswirkungen der Aufsuchung von Sand und Kies....	435
6.11	Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	436
6.11.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten.....	436
6.11.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	438
6.11.3	Auswirkungen auf Seevögel	438
6.11.4	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	439
6.11.5	Gesamtauswirkungen der Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen.....	441
6.12	Energieerzeugung aus Wind	442
6.12.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten.....	442
6.12.2	Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte	443
6.12.3	Auswirkungen auf Trauerenten	444
6.12.4	Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtaucher.....	444
6.12.5	Auswirkungen auf Eissturmvögel.....	445
6.12.6	Auswirkungen auf Basstölpel	446
6.12.7	Auswirkungen auf Spatelraubmöwen und Skuas.....	446
6.12.8	Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen.....	447
6.12.9	Auswirkungen auf Dreizehenmöwen	448
6.12.10	Auswirkungen auf Zwergmöwen	448
6.12.11	Auswirkungen auf Sturm- und Heringsmöwen	449
6.12.12	Auswirkungen auf Brandseeschwalben	450
6.12.13	Auswirkungen auf Fluss- und Küstenseeschwalben	450
6.12.14	Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	450
6.12.15	Gesamtauswirkungen der Energieerzeugung aus Wind	454
6.13	Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid- Speicherung	455
6.14	Militärische Aktivitäten.....	455
6.14.1	Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre	

charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	455
6.14.2 Auswirkungen auf Fische und Neunaugen	456
6.14.3 Auswirkungen auf Trauerenten	457
6.14.4 Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtdaucher	457
6.14.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel	458
6.14.6 Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen	458
6.14.7 Auswirkungen auf Raubmöwen, Möwen und Seeschwalben	459
6.14.8 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	459
6.14.9 Gesamtauswirkungen militärischer Aktivitäten	460
6.15 Beseitigung militärischer Altlasten	461
6.15.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biototypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	461
6.15.2 Auswirkungen auf Finten und Neunaugen	462
6.15.3 Auswirkungen auf Seevögel	462
6.15.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	463
6.15.5 Gesamtauswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten	465
6.16 Wissenschaftliche Meeresforschung	466
6.16.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biototypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	466
6.16.2 Auswirkungen auf Fische und Neunaugen	468
6.16.3 Auswirkungen auf Seevögel	468
6.16.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	469
6.16.5 Gesamtauswirkungen wissenschaftlicher Meeresforschung	471
6.17 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen	472
6.18 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen	472
6.18.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biototypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten	472
6.18.2 Auswirkungen auf Seevögel	473
6.18.3 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben	474
6.19 Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen in den Schutzgebieten	476
Glossar	480
Literatur	490

Abbildungen

Abb. 1:	Lage des Naturschutzgebietes „Borkum Riffgrund“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.....	31
Abb. 2:	Lage des Naturschutzgebietes „Doggerbank“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.....	33
Abb. 3:	Lage des Naturschutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.	36
Abb. 4:	Natura 2000-Gebiete der südlichen und zentralen Nordsee.	41
Abb. 5:	Gemeldete Vorkommen der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee.....	45
Abb. 6:	Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“; Vorkommen des nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGBRgV geschützten § 30-Biototyps „KGS“ im NSG „Borkum Riffgrund“, basierend auf geostatistischer Modellierung nach BioConsult (2017).....	47
Abb. 7:	Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“; Vorkommen des nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGSylV geschützten Biototyps „KGS“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, basierend auf geostatistischer Modellierung nach BioConsult (2017).	48
Abb. 8:	Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Sandbänke“.....	57
Abb. 9:	Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“.	64
Abb. 10:	Verbreitung der Sedimente, die auf den nach § 30 BNatSchG geschützten Biototyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ hinweisen (deutsche AWZ der Nordsee inkl. Teile der Küstengewässer).	75
Abb. 11:	Wahrscheinlichkeit des Auftretens grabender Megafaunaarten (<i>Callianassa subterranea</i> , <i>Pastarella tyrrhena</i> und <i>Upogebia</i> spp.) in der deutschen AWZ der Nordsee.	76
Abb. 12:	Modellierte Vorkommen und Verbreitung besonderer Benthoslebensgemeinschaften im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nach Schönrock (2016).	79
Abb. 13:	Mittlere Abundanz der Trauerente im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.	97
Abb. 14:	Mittlere Abundanz des Sterntauchers im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.	102
Abb. 15:	Mittlere Abundanz des Prachttauchers im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	108
Abb. 16:	Mittlere Abundanz des Eissturmvogels im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	113
Abb. 17:	Mittlere Abundanz des Basstölpels im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.	118
Abb. 18:	Mittlere Abundanz des Tordalks im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	130
Abb. 19:	Mittlere Abundanz der Trottellumme im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.	135

Abb. 20:	Mittlere Abundanz der Dreizehenmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	140
Abb. 21:	Mittlere Abundanz der Zwergmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	145
Abb. 22:	Mittlere Abundanz der Sturmmöwe im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	150
Abb. 23:	Mittlere Abundanz der Mantelmöwe im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	154
Abb. 24:	Mittlere Abundanz der Silbermöwe im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	158
Abb. 25:	Mittlere Abundanz der Heringsmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	162
Abb. 26:	Mittlere Abundanz der Brandseeschwalbe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	167
Abb. 27:	Mittlere Abundanz der Flussseschwalbe im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	171
Abb. 28:	Mittlere Abundanz der Küstenseeschwalbe im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	176
Abb. 29:	Zählgebiete (Strata) im Rahmen des nationalen Schweinswalmonitorings und des Doggerbanksurveys sowie räumliche Abgrenzung des Hauptkonzentrationsgebietes für Schweinswale in den deutschen Gewässern der Nordsee.....	182
Abb. 30:	Mittlere Schweinswaldichten im Zeitraum 2010–2015.....	186
Abb. 31:	Darstellung des Kegelrobbenbestandes auf Liegeplätzen an der Nordseeküste für den Winterzeitraum 2014/15.	201
Abb. 32:	Modellierung der relativen Robbendichte (Seehunde und Kegelrobben) in deutschen Nordseegewässern.....	210
Abb. 33:	Darstellung des Seehundbestandes auf Liegeplätzen an der Nordseeküste für das Jahr 2015.	211
Abb. 34:	Sichtungen von Zwergwalen in der deutschen AWZ der Nordsee von 2009–2016.....	223
Abb. 35:	Sichtungen von Weißschnauzendelphinen in der deutschen AWZ der Nordsee von 2010–2016.....	226
Abb. 36:	Festlegungsbereiche (Vorrang- und Vorbehaltsgebiete) des Raumordnungsplanes für die Schifffahrt in der deutschen AWZ der Nordsee.	237
Abb. 37:	Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht im Jahr 2014 sowie wichtige Seehäfen und Vorfälle von Ölverschmutzungen.	238
Abb. 38:	Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ im Jahr 2014. ¹⁰⁵	241
Abb. 39:	Flughäfen, Flugrouten sowie Flugbewegungen für den 19.07.2016 im Flugbereich 0–500 m im Bereich der deutschen Nordsee.....	244

Abb. 40:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für 'Große Baumkurrenfahrzeuge - vorwiegend Plattfisch-Baumkurre' (beam large) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	248
Abb. 41:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für 'Kleine Baumkurrenfahrzeuge - vorwiegend Garnelen-Baumkurre' (beam small) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	249
Abb. 42:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Grundschieppnetze (otter trawl) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	250
Abb. 43:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die grundberührende Waden(Seine)fischerei (demersal seine) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	251
Abb. 44:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die Dredgenfischerei (dredge) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	252
Abb. 45:	Intensität der fischereilichen Nutzung durch die grundberührende Fischerei in der deutschen AWZ der Nordsee 2015.	253
Abb. 46:	Verteilung des dänischen Fischereiaufwandes für die pelagische Schleppnetzfisherei (OTM) in Stunden/Jahr (effort hours).	257
Abb. 47:	Verteilung des dänischen Fischereiaufwandes für die pelagische Schleppnetzfisherei (PTM) in Stunden/Jahr (effort hours).	258
Abb. 48:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Stell- und Verwickelnetze, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	261
Abb. 49:	Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Fallen und Reusen, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.....	264
Abb. 50:	Anordnung der Streamer bei 3D-Seismik.	269
Abb. 51:	Seismische Untersuchungen für die Kohlenwasserstoffexploration in der deutschen Nordsee, Stand 2016.....	272
Abb. 52:	Aufsuchungsfelder für Kohlenwasserstoffe und Explorationsbohrungen in der deutschen Nordsee, Stand 2016.....	273
Abb. 53:	Abbau- und Bewilligungsfelder zur Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies in der deutschen Nordsee, Stand Juni 2016.....	278
Abb. 54:	Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich der deutschen AWZ der Nordsee.	282
Abb. 55:	Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich des NSG „Borkum Riffgrund“.	283
Abb. 56:	Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	285
Abb. 57:	Offshore Windparks im Küstenmeer und in der AWZ der deutschen Nordsee.	289

Meeresschutzgebiete Nordsee

Abb. 58:	Saline Formationen (Salzstöcke und Salzkissen) im Untergrund der deutschen AWZ der Nordsee sowie Erlaubnisfelder zur Aufsuchung von Sole und potentielle CO ₂ -Endlager.....	292
Abb. 59:	Militärische Schieß- und Übungsgebiete im Bereich der deutschen Nordsee.....	296
Abb. 60:	Militärische Aktivitäten im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	298
Abb. 61:	Militärische Altlasten im Bereich der deutschen AWZ der Nordsee.....	301
Abb. 62:	Langfristige Forschungsaktivitäten in der deutschen Nordsee (Stand 2010).	305

Tabellen

Tab. 1:	Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL und nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen) im NSG „Borkum Riffgrund“.....	32
Tab. 2:	Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL und nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen) im NSG „Doggerbank“.....	34
Tab. 3:	Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, Vogelarten nach VRL, nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen und besondere Benthoslebensgemeinschaften) im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	39
Tab. 4:	Schutz- und Gefährdungsstatus der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen in den Meeresschutzgebieten.....	44
Tab. 5:	Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Sandbänke.....	52
Tab. 6:	Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fischarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Riffe.....	65
Tab. 7:	Gefährdete Makrozoobenthosarten mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.....	82
Tab. 8:	Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Fisch- und Neunaugenarten.....	83
Tab. 9:	Gefährdete Fischarten mit Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.....	88
Tab. 10:	Schutz- und Gefährdungsstatus der Seevögel mit besonderem Schutzzweck im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	90
Tab. 11:	Schutz- und Gefährdungsstatus von Mantel- und Silbermöwe sowie Papageitaucher.....	92
Tab. 12:	Rastbestandszahlen der Trauerente für die gesamte deutsche Nordsee.....	96
Tab. 13:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Trauerente im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.....	99
Tab. 14:	Rastbestandszahlen der Sterntaucher für die gesamte deutsche Nordsee.....	101
Tab. 15:	Durchschnittliche Gebietskapazität des Sterntauchers im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.....	105
Tab. 16:	Rastbestandszahlen der Prachtttaucher für die gesamte deutsche Nordsee.....	107

Tab. 17:	Durchschnittliche Gebietskapazität des Prachttauchers im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	110
Tab. 18:	Rastbestandszahlen des Eissturmvogels für die gesamte deutsche Nordsee.	112
Tab. 19:	Durchschnittliche Gebietskapazität des Eissturmvogels im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	115
Tab. 20:	Rastbestandszahlen der Basstölpel für die gesamte deutsche Nordsee.	117
Tab. 21:	Durchschnittliche Gebietskapazität des Basstölpels im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	120
Tab. 22:	Rastbestandszahlen der Spatelraubmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	122
Tab. 23:	Rastbestandszahlen der Skua für die gesamte deutsche Nordsee.	124
Tab. 24:	Rastbestandszahlen des Papageitauchers für die gesamte deutsche Nordsee.	127
Tab. 25:	Rastbestandszahlen des Tordalks für die gesamte deutsche Nordsee.	129
Tab. 26:	Durchschnittliche Gebietskapazität des Tordalks im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	132
Tab. 27:	Rastbestandszahlen der Trottellumme für die gesamte deutsche Nordsee.	134
Tab. 28:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Trottellumme im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	137
Tab. 29:	Rastbestandszahlen der Dreizehenmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	139
Tab. 30:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Dreizehenmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	142
Tab. 31:	Rastbestandszahlen der Zwergmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	143
Tab. 32:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Zwergmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	146
Tab. 33:	Rastbestandszahlen der Sturmmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	149
Tab. 34:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Sturmmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	151
Tab. 35:	Rastbestandszahlen der Mantelmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	153

Tab. 36:	Rastbestandszahlen der Silbermöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	157
Tab. 37:	Rastbestandszahlen der Heringsmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.	161
Tab. 38:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Heringsmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	164
Tab. 39:	Rastbestandszahlen der Brandseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.	166
Tab. 40:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Brandseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	168
Tab. 41:	Rastbestandszahlen der Flusseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.	170
Tab. 42:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Flusseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	173
Tab. 43:	Rastbestandszahlen der Küstenseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.	174
Tab. 44:	Durchschnittliche Gebietskapazität der Küstenseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.	178
Tab. 45:	Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads der Seevögel und ihrer Beeinträchtigungen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.	179
Tab. 46:	Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Meeressäugerarten.	180
Tab. 47:	Schutz- und Gefährdungsstatus der Meeressäuger mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.	181
Tab. 48:	Bewertung des Ist-Zustands für den Schweinswal nach der Methode von Schnitter et al. (2006).	227
Tab. 49:	Bewertung des Ist-Zustands für die Kegelrobbe nach der Methode von Schnitter et al. (2006).	228
Tab. 50:	Bewertung des Ist-Zustands für den Seehund nach der Methode von Schnitter et al. (2006).	228
Tab. 51:	Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter.	230
Tab. 52:	Einteilung der Fischereiarten der grundberührenden Fischerei im EU-Flottenregister.	246
Tab. 53:	Einteilung der Fischereiarten der pelagischen Schleppnetzfischerei im EU-Flottenregister.	256
Tab. 54:	Einteilung der Fischereiarten der Stellnetzfischerei im EU-Flottenregister.	259
Tab. 55:	Aktuelle Anzahl der Schiffe, die Hochseeangelfahrten auf der Nordsee anbieten (nach Häfen).	266

Tab. 56:	Fördermengen von Sand und Kies für die deutsche Nordsee (AWZ und Küstenmeer) in den Jahren 1994–2015.	279
Tab. 57:	Überblick über die voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee.....	307
Tab. 58:	Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten ¹⁴⁹ in der deutschen AWZ der Nordsee und ihre Wirkfaktoren.	314
Tab. 59:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	388
Tab. 60:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	401
Tab. 61:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	407
Tab. 62:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	413
Tab. 63:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	417
Tab. 64:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	421
Tab. 65:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	427
Tab. 66:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	435
Tab. 67:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	441
Tab. 68:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	454
Tab. 69:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.	465
Tab. 70:	Gesamtübersicht der Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.....	471
Tab. 71:	Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Borkum Riffgrund“.	477
Tab. 72:	Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Doggerbank“.....	478
Tab. 73:	Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.....	479

Zusammenfassung

Die Zusammenfassung des Dokuments „Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee – Beschreibung und Zustandsbewertung“ fokussiert durch die Präsentation v. a. der zusammenfassenden Tabellen auf die zentralen handlungsrelevanten Ergebnisse; die inhaltlichen Begründungen für die einzelnen Ergebnisse sind den entsprechenden Kapiteln des Dokuments zu entnehmen.

Einleitung

Die Bundesrepublik Deutschland hat in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, 12 bis 200 Seemeilen-Zone) der Nordsee vier Natura 2000-Gebiete, davon drei unter der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und eines unter der Vogelschutzrichtlinie (VRL) 2004 an die Europäische-Kommission (EU-KOM) gemeldet. Die förmliche Unterschutzstellung auch nach nationalem Recht erfolgte 2017 durch die Erklärung der drei Gebiete „Borkum Riffgrund“, „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als Naturschutzgebiete (NSG). Ihre Lage zeigt Abb. A.

Diese drei NSG sind 2008 auch als Meeresschutzgebiete im Nordostatlantik (OSPAR Marine Protected Areas; OSPAR-MPAs) ausgewiesen und 2011 als räumliche Schutzmaßnahmen im Sinne von Art. 13 Abs. 4 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) an die EU-KOM gemeldet worden.

Das vorliegende Dokument gibt einen Überblick über den aktuellen Zustand der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen sowie der geschützten und gefährdeten Arten in den drei Gebieten. Es fasst den aktuellen Kenntnisstand über die ökologische Ausstattung der Gebiete zusammen, beschreibt die dort ausgeübten menschlichen Aktivitäten und analysiert und bewertet ihre Auswirkungen auf die Schutzgüter vor dem Hintergrund der Ziele der FFH- und der VRL. Den nächsten Schritten bei der Verwaltung der Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee stehen damit die Ergebnisse aktueller Zustandsanalysen und -bewertungen zur Verfügung.

Methodisch folgt das vorliegende Dokument BfN (2017).

Kurzcharakterisierung der Schutzgebiete

Von den insgesamt 28.521 km² der AWZ Deutschlands in der Nordsee sind 4.780 km² ausschließlich FFH-Gebiet, 2.857 km² sowohl Vogelschutz- als auch FFH-Gebiet und 282 km² ausschließlich Vogelschutzgebiet, was einer Gesamtschutzgebietskulisse von 7.919 km² (ca. 27,8 % der deutschen AWZ der Nordsee) entspricht. Die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ entsprechen den gleichnamigen FFH-Gebieten; das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ umfasst das FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ und das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“, welche sich räumlich teilweise überlagern und ein sogenanntes „Komplexgebiet“ bilden. Das FFH-Gebiet „Sylter

Außenriff“ wird nachfolgend als Bereich I, das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ als Bereich II bezeichnet.

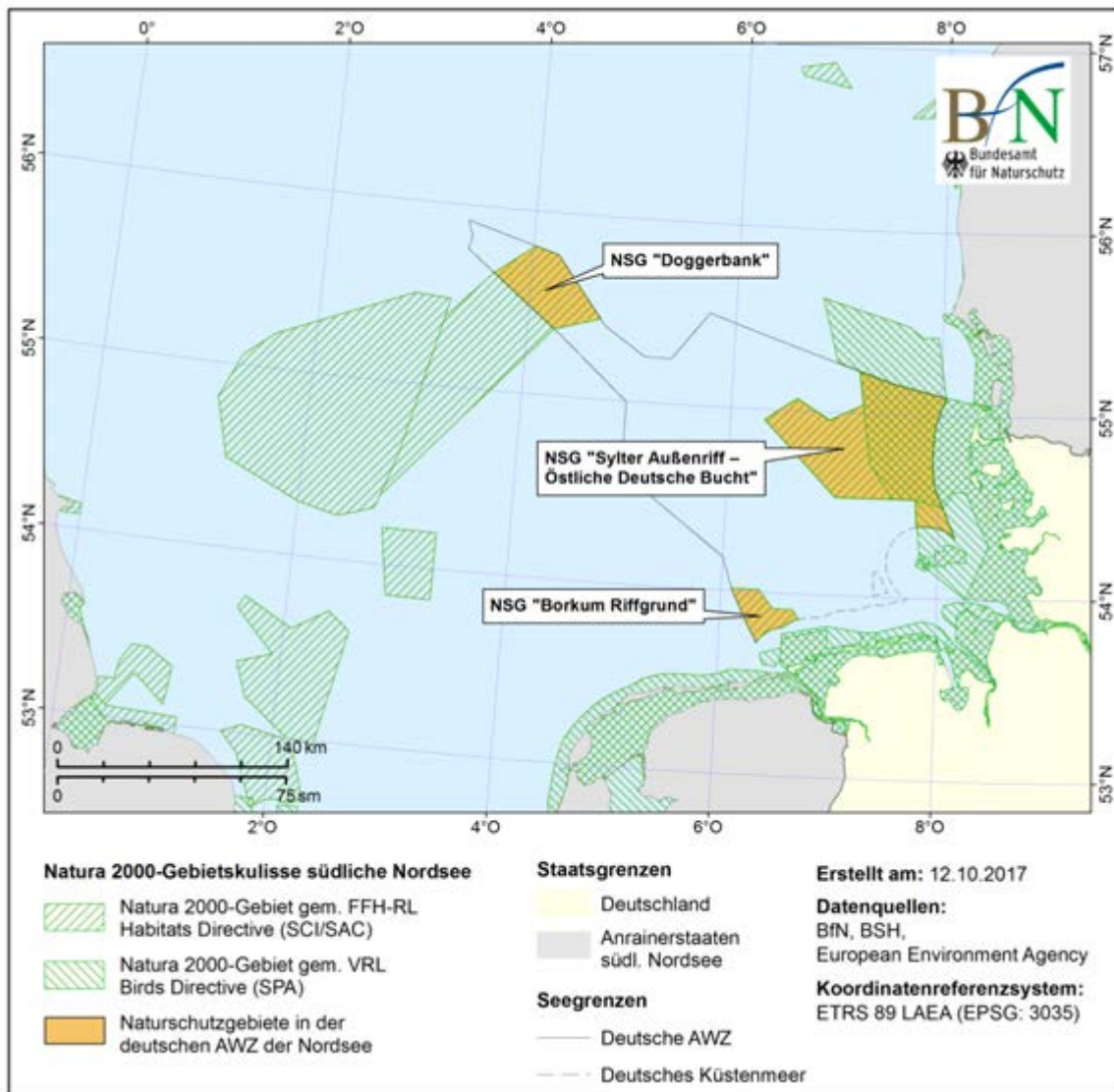


Abb. A: Natura 2000-Gebiete der südlichen und zentralen Nordsee.

Die drei Schutzgebiete befinden sich im Bereich von Moränenrücken, auf denen die biologische Vielfalt aufgrund der spezifischen hydrographischen Bedingungen und der Habitatvielfalt höher als in umgebenden Meeresgebieten ist. Das NSG „Borkum Riffgrund“ ist Teil einer küstennahen größeren Sandbank mit eingestreuten Steinfeldern und Grobsedimenten; es weist enge Bezüge zu den Natura 2000-Gebieten im niedersächsischen Küstenmeer auf. Das küstenferne NSG „Doggerbank“ umfasst den deutschen Anteil der größten Sandbank in der Nordsee, die aufgrund der Lage und der geringen Wassertiefe besonders artenreiche benthische Gemeinschaften beherbergt. Das deutlich größere NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ stellt mit dem Bereich I (FFH-Gebiet) ein Bindeglied zwischen den Lebensgemeinschaften der zentralen Nordsee und

denen des schleswig-holsteinischen Küstenmeers dar; besonders bedeutsam ist der hohe Anteil von Riffen und Grobsanden. Durch die spezifische hydrographische Situation entstehen hier nahrungsreiche Fronten- und Auftriebsgebiete die dazu beitragen, dass der Bereich II (Vogelschutzgebiet) eine besondere Funktion als Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rastgebiet für die Avifauna hat und der Bereich I (FFH-Gebiet) von besonders hoher Bedeutung als Reproduktionsraum für den Schweinswal ist.

Zusammen mit den von anderen Anrainerstaaten der Nordsee sowie den von den Küstenbundesländern ausgewiesen Natura 2000-Gebieten bilden die drei Naturschutzgebiete der deutschen AWZ ein Netzwerk aus geschützten Räumen (Abb. A), zwischen denen z. T. enge funktionale Wechselwirkungen bestehen.

Die nachfolgende Tab. A gibt eine Übersicht über die Schutzgüter der drei NSG in der deutschen AWZ, also die gemäß den Schutzgebietsverordnungen in den jeweiligen Gebieten geschützten Lebensraumtypen (LRT), Biotoptypen, Arten und Gemeinschaften.

Tab. A: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen, besondere Benthoslebensgemeinschaften und Seevogelarten des Anhangs I VRL sowie geschützte Zugvogelarten gem. Art. 4 Abs. 2 VRL) der drei Naturschutzgebiete „Borkum Riffgrund“ (BRg), „Doggerbank“ (Dgb) und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Syl).

EU-Code	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art	BRg	Dgb	Syl
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - i. F. LRT „Sandbänke“	x	x	x
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - i. F. LRT „Riffe“	x	-	x
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (§ 30 BNatSchG) - i. F. „KGS“	x	-	x
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna (§ 30 BNatSchG)	-	-	x
-	Besondere Benthoslebensgemeinschaften	-	-	x
1099	Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>) (Anhang II FFH-RL)	-	-	x
1103	Finte (<i>Alosa fallax</i>) (Anhang II FFH-RL)	x	-	x
A065	Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>)	-	-	x
A001	Sternaucher (<i>Gavia stellata</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
A002	Prachtaucher (<i>Gavia arctica</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
A009	Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)	-	-	x
A016	Basstölpel (<i>Sula bassana</i>)	-	-	x
A173	Spatelraubmöwe (<i>Stercorarius pomarinus</i>)	-	-	x
A175	Skua (<i>Stercorarius skua</i>)	-	-	x
A200	Tordalk (<i>Alca torda</i>)	-	-	x
A199	Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)	-	-	x
A188	Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>)	-	-	x
A177	Zwergmöwe (<i>Larus minutus</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
A182	Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>)	-	-	x
A183	Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>)	-	-	x
A191	Brandseeschwalbe (<i>Sterna sandvicensis</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
A193	Flussseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
A194	Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisaea</i>) (Anhang I VRL)	-	-	x
1351	Schweinswal (<i>Phocoena phoceona</i>) (Anhang II FFH-RL)	x	x	x
1364	Kegelrobbe (<i>Halichoerus grypus</i>) (Anhang II FFH-RL)	x	-	x
1365	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) (Anhang II FFH-RL)	x	x	x

Beschreibung und Bewertung der Schutzgüter sowie weiterer Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung

In den drei NSG unterliegen die in Tab. A aufgeführten Schutzgüter einem besonderen Schutz. Für die Schutzgüter wird, vor allem anhand von Daten der letzten sechs Jahre, in diesem Dokument ein ausführlicher Überblick über ihre Vorkommen in der deutschen Nordsee und in den einzelnen Schutzgebieten sowie ihre ökologischen Ansprüche gegeben. Benannt werden auch wichtige, beispielsweise für die Reproduktion bedeutsame, ökologische Funktionsräume. Neben den Schutzgütern kommen auch weitere z. T. gefährdete Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung in den Gebieten vor. Diese Arten werden genannt und kurz beschrieben.

Für die als Schutzgüter in den entsprechenden Schutzgebietsverordnungen aufgeführten LRT, Biotoptypen, Arten und besonderen Benthoslebensgemeinschaften wird auf der Grundlage dieser Bestandsbeschreibung, der Angaben in den Standarddatenbögen und der Formulierungen in den Verordnungen ein Soll-Zustand für den Erhaltungsgrad entsprechend der Vorgaben der FFH-RL bzw. VRL hergeleitet. Dies ist im Regelfall der Erhaltungsgrad (B) – gut. Im Einzelfall wird als Soll-Zustand auch der Erhaltungsgrad (A) – hervorragend vergeben.

In einem weiteren Arbeitsschritt wird der Ist-Zustand des Erhaltungsgrades für die einzelnen Schutzgüter in den verschiedenen Gebieten in Anlehnung an die Methodik nach LANA (2001) mit (A) – hervorragend, (B) – gut oder (C) – mittel/schlecht bewertet bzw. aus bereits vorliegenden Bewertungen übernommen. Auf dieser Basis werden mögliche Defizite der einzelnen Schutzgüter im jeweiligen Gebiet identifiziert. Als „Defizit“ ist die Abweichung der Erhaltungsgrade des Ist-Zustands von denen des Soll-Zustands definiert. Für das Komplexgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ erfolgen diese Arbeitsschritte aufgrund der spezifischen rechtlichen Situation räumlich differenziert.¹

Tab. B gibt einen Gesamtüberblick über die Ergebnisse dieses Soll-Ist-Abgleichs.

Besonders starke Defizite (mit einer Differenz von -2 Erhaltungsgraden) bestehen danach für den LRT „Sandbänke“ im NSG „Borkum Riffgrund“ und für den LRT „Riffe“ sowie die Vogelarten Tordalk, Trottellumme und Dreizehenmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Mittlere Defizite (mit einer Differenz von -1 Erhaltungsgraden) bestehen bzgl. des LRT „Sandbänke“ in den NSG „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, des LRT „Riffe“ im NSG „Borkum Riffgrund“, des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ und der bedeutsamen Benthos-Lebensgemeinschaften sowie der Arten Sterntaucher, Basstölpel,

¹ Für Seevögel und Meeressäugetiere erfolgt eine Bewertung der Soll- und Ist-Zustände auf Bereichsebene (Ber.) und eine Bewertung auf Komplexgebietsebene, da gemäß der Schutzgebietsverordnung für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in diesem Gebiet der *allgemeine Schutzzweck* (§ 3 NSGSylV) für das *gesamte Komplexgebiet* gilt, während die *besonderen Schutzzwecke* (§§ 4-5 NSGSylV) nur für den jeweiligen *Bereich* gelten. Die Bewertungen auf Bereichsebene sind insbesondere im Kontext von Zulassungsverfahren von Interesse; zu Managementzwecken werden die Angaben auf Komplexgebietsebene gebraucht.

Schweinswal und Seehund im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie des Schweinswals in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“.

Tab. B: Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter.

Soll- und Ist-Zustand: (A) hervorragend; (B) gut; (C) mittel/schlecht; ? keine Bewertung vorhanden;
Defizit (Def.): 0: kein oder leichtes Defizit; -1: mittleres Defizit; -2: starkes Defizit; -: keine Bewertung vorhanden oder kein Schutzgut im Bereich
BRg - NSG „Borkum Riffgrund“; Dgb - NSG „Doggerbank“; Syl - NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“; Ber.: Bereich; Kompl.: Komplexgebiet

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Sandbänke	A	C	-2	B	C	-1	B (Ber. I)	C (Ber. I)	-1 (Ber. I)
Riffe	A	B	-1	kein Schutzgut			A (Ber. I)	C (Ber. I)	-2 (Ber. I)
Artenreiche Kies-, Grob- sand- und Schillgründe (KGS)	- ²	- ²	- ²	kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Schlickgründe mit bohrender Bodenmega- fauna	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. I)	- ³ (Ber. I)	- ³ (Ber. I)
Benthoslebensgemein- schaften	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Unter- ber. la+b)	B (Unter- ber. la) C (Unter- ber. lb)	0 (Unter- ber. la) -1 (Unter- ber. lb)
Flussneunauge	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. I)	[C] ⁴ (Ber. I)	[-1] ⁴ (Ber. I)
Finte	B	[C] ⁴	[-1] ⁴	kein Schutzgut			B (Ber. I)	[C] ⁴ (Ber. I)	[-1] ⁴ (Ber. I)
Trauerente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Sterntaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Prachtaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Eissturmvogel	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Basstölpel	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Spatelraubmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	? (Kompl.)	? (Kompl.)
Skua	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	? (Kompl.)	? (Kompl.)
Tordalk	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	-2 (Kompl.)
Trottellumme	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	-2 (Kompl.)

² Keine Bewertung, da Teil des LRT „Sandbänke“.

³ Derzeit kein Nachweis vorhanden, Bewertung entfällt.

⁴ Der Ist-Zustand kann für diese Art nicht gebietsspezifisch bewertet werden; daher wurde der Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene gem. dem Bericht 2013 nach Art. 17 FFH-RL (BfN 2013) nachrichtlich übernommen (Kap. 4.2.3 in BfN 2017). Ein Defizit konnte somit nicht ermittelt werden. Im Sinne des Vorsorgeansatzes ist allerdings davon auszugehen, dass der Ist-Zustand auf Gebietsebene bei einem schlechten Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit vorliegt.

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Dreizehenmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	-2 (Kompl.)
Zwergmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	A (Kompl.)	0 (Kompl.)
Sturmmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Heringsmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Brandseeschwalbe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Flussseeschwalbe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Küstenseeschwalbe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Schweinswal	B	C	-1	A	B	-1	A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Kegelrobbe	B	B	0	kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Seehund	B	B	0	B	B	0	A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)

Beschreibung der Nutzungen

Die identifizierten Defizite in den Erhaltungsgraden der verschiedenen Schutzgüter haben ihre Ursachen wesentlich auch in Art, raum-zeitlicher Ausprägung und Intensität der in der AWZ der Nordsee ausgeübten Nutzungen. Als Grundlage für die Abschätzung der Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter wird deshalb, soweit es die Datenlage erlaubt, die zeitliche und räumliche Ausprägung der einzelnen Nutzungen beschrieben und kartografisch dargestellt. Dabei werden besonders die Parameter berücksichtigt, aus denen sich Aussagen über die Intensität der hier relevanten Wirkfaktoren ableiten lassen, also der Faktoren, über die Auswirkungen auf die Schutzgüter ausgelöst werden können. Die quantitativen Informationen werden durch qualitative Einschätzungen ergänzt.

In den drei Schutzgebieten und ihren nahen Umfeldern⁵ werden insgesamt 16 unterschiedliche Nutzungen ausgeübt bzw. könnten voraussichtlich (wahrscheinlich) oder potenziell (möglicherweise) künftig ausgeübt werden (Tab. C). Als weitere Defizit- und Gefährdungsursachen werden Klimawandel, Eutrophierung und Ferneinträge von Abfällen und Schadstoffen kurz umrissen.

⁵ Nutzungen aus dem nahen Umfeld eines Schutzgebietes werden einbezogen, sofern ihre Auswirkungen in das Gebiet hineinreichen können.

Tab. C: Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee und ihre Wirkfaktoren.

x: im NSG auftretend bzw. relevante Wirkfaktoren der Nutzungen. Es werden keine Angaben zur Intensität des jeweiligen Wirkfaktors bzw. seinen Auswirkungen gemacht.

BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

Nutzungen	Aktuelle Nutzung im NSG ⁶			Wirkfaktoren																
	BRg	Dgb	Syl	Impulsschall (Wasser)	Impulsschall (Luft)	Dauerschall (Wasser)	Dauerschall (Luft) ⁷	Fang von Zielarten	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)	Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust	Barrierewirkung ⁸	Kollisionen	Visuelle Störungen	Abfalleinträge	Schadstoffeinträge	Trübungsfahnen	Temperaturveränderungen	Elektromagnetische Felder	Eintrag von Neobiota	Eintrag von Pathogenen
Berufsschifffahrt	x	x	x			x	x			x	x ⁸	x	x	x	x				x	x
Freizeitschifffahrt	x		x			x	x					x	x	x	x					x
Ziviler Flugverkehr	x	x	x			x	x					x	x							
Berufsfischerei - grundberührende Fischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x	x				
- pelagische Schleppnetz-fischerei		x	x			x	x	x	x				x	x	x					
- Stellnetzfisherei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
- Reusen und Fallen	x		x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Freizeitfischerei	x		x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	x	x		x		x	x			x			x	x	x	x				
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies			x	x		x	x		x ⁹	x			x		x	x				
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	x	x	x			x	x			x	x		x		x	x	x	x		
Energieerzeugung aus Wind	x ¹⁰		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Aufsuchung von Kohlendi-oxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung				x		x	x			x			x		x	x				
Militärische Aktivitäten	x		x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x				
Beseitigung militärischer Altlasten	x		x	x	x	x	x			x			x	x	x	x				
Wissenschaftliche Meeresforschung	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x				

⁶ bzw. mit Auswirkungen in das NSG hinein

⁷ Die Auswirkungen von Dauerschall (Luft) sind derzeit nicht getrennt von denen visueller Störungen zu ermitteln. Beide Wirkfaktoren werden daher unter visuellen Störungen gemeinsam betrachtet.

⁸ Im Zusammenhang mit der Berufsschifffahrt spielt dieser Wirkfaktor nur im NSG „Borkum Riffgrund“ potenziell eine Rolle. Die negative Korrelation von Schiffs- und Schweinswal-Begegnungen im Bereich des VTG im NSG „Borkum Riffgrund“ (Herr 2009) belegt zwar allein noch keine akustische Barrierewirkung, jedoch zeigt sie je nach Ausprägung des Meideverhaltens von Schweinswalen gegenüber den Schiffen das Potenzial für eine Barrierewirkung auf (vgl. Herr 2009).

⁹ Beifang und Tötung der im und auf dem Sediment lebenden Organismen durch den Schleppkopf-Saugbagger bei der Gewinnung von Sand und Kies.

¹⁰ Nur Wirkfaktoren Impulsschall (Wasser), Barrierewirkung und mit dem Schiffs-/Flugverkehr zu OWPs verbundene Wirkfaktoren.

Die Zusammenstellung und Auswertung der Daten zeigt, dass die 16 identifizierten Nutzungen in den drei NSG deutlich unterschiedlich ausgeprägt stattfinden. Die Nutzungsanalyse (Kap. 4) hat ergeben, dass unter Berücksichtigung der Intensität der jeweiligen Nutzung und der von ihr ausgehenden Wirkfaktoren im südlichen Teil des NSG „Borkum Riffgrund“ besonders die Berufsschifffahrt bedeutsam ist. Die grundberührende Fischerei ist im NSG „Doggerbank“ und in Teilen des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ eine bedeutsame Nutzung, die Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen ist es im NSG „Doggerbank“, die Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und die Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen im NSG „Borkum Riffgrund“. Energieerzeugung aus Wind findet sowohl im als auch randlich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und randlich des NSG „Borkum Riffgrund“ statt.

Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber Wirkfaktoren

In Kap. 5 ist der aktuelle Stand der Forschung zu den Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber den nutzungsbedingten Wirkfaktoren zusammengestellt; eine Übersicht über die in der vorliegenden Studie berücksichtigten Wirkfaktoren zeigt Tab. C. Die Beschreibung der spezifischen Empfindlichkeiten der LRT, Biotoptypen und Arten gegenüber den hier relevanten Wirkfaktoren ist Voraussetzung für die in Kap. 6 erfolgende Abschätzung der von den Nutzungen verursachten Auswirkungen auf die Schutzgüter.

Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten

In Kap. 6 werden die Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter analysiert und bewertet. Dazu werden die Ergebnisse über die Ausprägungen der Nutzungen und ihrer Wirkfaktoren mit den Empfindlichkeiten und Vorkommen der Schutzgüter verbalargumentativ zusammengeführt. Die Auswirkungen der Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter, die sich zum Teil über mehrere Wirkfaktoren vermitteln, werden je Schutzgut auf einer fünfstufigen Skala bewertet: keine bis vernachlässigbar (0); gering (1); mittel (2); stark (3); sehr stark (4). Als Ergebnis liegen für jede Nutzung gebietsspezifische Bewertungen ihrer Auswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter in den verschiedenen Gebieten vor (Tab. D).

Tab. D macht deutlich, dass jedes der drei NSG eine spezifische Belastungssituation aufweist. Als sehr stark (4) werden die Beeinträchtigungen der Wale und Robben durch die Berufsschifffahrt im NSG „Borkum Riffgrund“, des LRT „Sandbänke“ durch die grundberührende Fischerei im NSG „Doggerbank“ und im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie des LRT „Riffe“ und des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ebenfalls durch die grundberührende Fischerei bewertet.

Als stark (3) werden die Beeinträchtigungen einer Reihe von Vogelarten, des Schweinswals und des Seehundes sowie der Kegelrobbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und des Schweinswals im NSG „Doggerbank“ durch die grundberührende Fischerei bewertet. Im NSG „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wird die Beeinträchtigung des Schweinswals durch die Stellnetzfischerei als stark (3) bewertet. Weiter wird als stark (3) die Beeinträchtigung einer Reihe von Vogelarten im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie der Meeressäuger im NSG „Borkum Riffgrund“ und im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ durch die Energieerzeugung aus Wind bewertet. Die Beseitigung militärischer Altlasten in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ hat ebenfalls starke (3) Auswirkungen auf Meeressäuger.

Im NSG „Borkum Riffgrund“ haben die Berufsschifffahrt und die grundberührende Fischerei die stärksten Auswirkungen über alle Schutzgüter. Im NSG „Doggerbank“ ist dies die grundberührende Fischerei. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ weisen mehrere Nutzungen stärkere Auswirkungen auf die Schutzgüter auf, mit größerem Abstand ist es auch hier die grundberührende Fischerei, gefolgt von der Energieerzeugung aus Wind und der Berufsschifffahrt.

Diese aktuellen Auswirkungen können sich zukünftig durch voraussichtliche (wahrscheinliche) und potenzielle (mögliche) Intensivierungen oder auch Reduktionen der aktuellen Nutzungen bzw. ihrer technischen Ausprägung verändern. Dabei ist davon auszugehen, dass Intensivierungen der Nutzungen, die bereits derzeit zu Auswirkungen auf eines oder mehrere Schutzgüter führen, zu einer Zunahme der Auswirkungen führen werden und vice versa. Diese möglichen Veränderungen sind als qualitative Informationen in Kap. 6 skizziert.

Die hier identifizierten Ursachen für die Defizite der Erhaltungsgrade der Schutzgüter in den NSG in der deutschen AWZ der Nordsee stehen hiermit weiteren Analyse- und Managementschritten zur Verfügung.

Tab. D: Gesamtübersicht der untersuchten Auswirkungen aktueller Nutzungen auf Schutzgüter und Schutzgutgruppen in den jeweiligen Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee.

Dargestellt sind für jedes Gebiet die aktuellen Auswirkungen, die sich aus der aktuellen Ausprägung der Nutzung im Gebiet und der Empfindlichkeit der Schutzgüter ergeben. Die Bewertung der Nutzungen erfolgte anhand der vorliegenden möglichst aktuellen Nutzungsdaten mehrerer Jahre. I. d. R. ist dies der Sechsjahreszeitraum 2010–2015; je nach nutzungsspezifischer Datenverfügbarkeit wurden aber auch abweichende Zeiträume verwendet. Daten aus dem Jahr 2016 wurden nur bei Nutzungen hinzugezogen, bei denen in diesem Jahr bedeutende Änderungen der Nutzung eintraten (z. B. Energieerzeugung aus Wind).

Aktuelle Auswirkungen: 0 keine bis vernachlässigbar; 1 gering; 2 mittel; 3 stark; 4 sehr stark; - keine Nutzung; x: Nutzung kommt vor, Bewertung entfällt; /: kein Schutzgut

Die Auswirkungen auf eine Schutzgutgruppe von Arten entsprechen dabei dem höchsten Wert innerhalb der Gruppe.

Nicht dargestellt: derzeit nicht stattfindende Nutzungen (Aufsuchung von Kohlendioxidlagerstätten und -speicherung) bzw. Nutzungen, über die keine Daten vorliegen (Militärische Aktivitäten)

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Berufsschifffahrt			Freizeit-schifffahrt			Ziviler Flugverkehr			Grundbe-rührende Fischerei			Pelagische Schlepp-netzfische-rei			Stellnetz-fischerei			Reusen- und Fallen-fischerei			Freizeit-fischerei			Aufsu-chung und Gewinnung Kohlen-wasserstof-fe			Aufsu-chung und Gewinnung von Sand und Kies			Kabel- und Rohr-leitungen			Energie-erzeugung aus Wind			Beseiti-gung militäri-scher Altlasten			Wissen-schaftliche Meeres-forschung		
		BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl	BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	0	0	0	-	0	0	-	0	2	4	4	-	1	1	1	2	1	1	-	-	0	-	0	1	2	-	-	-	-	1	1	0	0	-	0	0	-	0	0	0	0
-	Riffe	1	/	1	0	/	0	0	/	0	2	/	4	-	/	1	0	/	0	1	/	2	0	/	1	1	/	-	-	/	2	0	/	0	0	/	0	0	/	0	0	/	0
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	1	0	/	0	0	/	0	2	/	4	-	/	0	0	/	0	0	/	0	0	/	0	0	/	-	-	/	2	1	/	2	0	/	2	0	/	0	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Megafauna	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	1	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	-	/	/	1	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0
	Finte	1	/	0	0	/	0	0	/	0	1	/	1	-	/	1	1	/	1	0	/	1	0	/	1	0	/	-	-	/	1	0	/	0	0	/	1	0	/	0	0	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		0	0		0	0		0	1		1	-		1	1		1	0		1	0		1	0		-	-		1	0		0	0		1	0		0	0		0
Benthosfresser	Trauerente	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2			0			0			3			0			1	0		0			0			-			0			0			1			0			0
Wassersäulenfresser	Sterntaucher	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	1	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Prachtaucher	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	1	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Basstöpel	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Tordalk	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	1	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Trottellumme	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	1	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2			0			0			3			1			1			0			0			-			1			0			3			0			0
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0
	Skua	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	3	/	/	0	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0
	Flusseeschwalbe	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1			0			0			3			1			0			0			0			-			0			0			3			0			0
Wale	Schweinswal	4	1	2	0	-	0	0	0	0	2	3	3	-	0	1	2	3	3	0	-	0	0	-	0	2	1	-	-	-	1	0	0	1	3	-	3	3	-	3	1	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4	1	2	0	-	0	0	0	0	2	3	3	-	0	1	2	3	3	0	-	0	0	-	0	2	1	-	-	-	1	0	0	1	3	-	3	3	-	3	1	0	1
Robben	Kegelrobbe	4	/	2	0	/	-	0	/	0	2	/	3	-	/	2	1	/	1	0	/	0	0	/	0	2	/	-	-	/	1	0	/	1	3	/	3	3	/	3	1	/	1
	Seehund	4	1	2	0	-	0	0	0	0	2	2	3	-	0	1	1	1	1	0	-	0	0	-	0	2	0	-	-	-	1	0	0	1	3	-	3	3	-	3	1	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4	1	2	0	-	0	0	0	0	2	2	3	-	0	2	1	1	1	0	-	0	0	-	0	2	0	-	-	-	1	0	0	1	3	-	3	3	-	3	1	0	1

1. Einleitung

Die Bundesrepublik Deutschland hat in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ, 12 bis 200 Seemeilen-Zone) von Nord- und Ostsee zehn Natura 2000-Gebiete unter der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und der Vogelschutzrichtlinie (VRL) an die Europäische Kommission (EU-KOM) gemeldet. Diese bilden zusammen mit den Natura 2000-Gebieten der Küstenmeere (12 Seemeilen-Zone) die Kulisse der deutschen marinen Natura 2000-Gebiete. Von diesen zehn Gebieten liegen drei FFH-Gebiete und ein Vogelschutzgebiet in der Nordsee. Die Unterschutzstellung nach nationalem Recht erfolgte durch die Festsetzung der Verordnung der drei Naturschutzgebiete „Borkum Riffgrund“ (NSGBRgV)¹¹, „Doggerbank“ (NSGDgbV)¹² und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (NSGSyV)¹³ vom 22. September 2017. Diese drei NSG sind 2008 auch als Meeresschutzgebiete im Nordostatlantik (OSPAR Marine Protected Areas; OSPAR-MPAs) ausgewiesen und 2011 als räumliche Schutzmaßnahmen im Sinne von Art. 13 Abs. 4 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) an die EU-KOM gemeldet worden.

Das vorliegende Dokument gibt einen aktuellen und umfassenden Überblick über die Situation der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen sowie der geschützten und gefährdeten Arten in den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee. Das Dokument fasst den aktuellen Kenntnisstand des BfN über die ökologische Ausstattung der Gebiete zusammen und beschreibt die dort ausgeübten menschlichen Aktivitäten sowie ihre Auswirkungen auf die Schutzgüter.

Neben ihren spezifischen Besonderheiten weisen die drei Schutzgebiete in der AWZ der Nordsee auch viele ökologische Gemeinsamkeiten auf. Die Gliederung des vorliegenden Dokumentes erfolgt daher nicht in erster Linie nach Schutzgebieten, sondern nach den inhaltlichen und methodischen Schwerpunkten, die jeweils zu einem Kapitel zusammengefasst werden, das neben übergreifenden Informationen auch gebietsspezifische Unterkapitel enthält.

Alle drei Schutzgebiete werden zunächst kurz eingeführt (**Kap. 2**). Im **Kap. 3** werden die vorkommenden Lebensraumtypen, Biotoptypen und Arten vorgestellt, ihr aktueller Erhaltungsgrad in den einzelnen Schutzgebieten bewertet (Ist-Zustand) und mit dem zuvor festgelegten Zielzustand (Soll-Zustand) verglichen. Die Ergebnisse dieser Analysen zeigen dann, für welche Schutzgüter Defizite (d. h. Abweichungen der Ist-Zustände von den Soll-Zuständen) bestehen (**Kap. 3.7**).

Kap. 4 gibt einen Überblick über die Nutzungen, die in den drei Gebieten ausgeübt werden. Dabei wird auf gebietsspezifische Ausprägungen der Nutzungen eingegangen.

¹¹ Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Borkum Riffgrund“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3395)

¹² Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Doggerbank“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3400)

¹³ Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3423)

In **Kap. 5** werden die nutzungsbedingten Wirkfaktoren und die spezifischen Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber den Wirkfaktoren beschrieben.

In **Kap. 6** werden die Auswirkungen der verschiedenen Nutzung auf die einzelnen Schutzgüter analysiert und bewertet, indem die Empfindlichkeiten der Schutzgüter mit den Ausprägungen der Nutzungen im Gebiet in Bezug gesetzt werden.

Mit den Auswirkungen, die auf einer fünfstufigen Skala bewertet werden, wird angegeben, in welchem Maße die Nutzung die betreffenden Schutzgüter negativ beeinflussen kann. Als Ergebnis stehen für jede Nutzung gebietsspezifische Bewertungen ihrer Auswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter sowie ihrer Gesamtauswirkungen auf alle Schutzgüter im Gebiet zur Verfügung (**Kap. 6.19**).

Aus den Defiziten der Erhaltungsgrade der Schutzgüter und den Auswirkungen der Nutzungen werden in den Gebietsmanagementplänen (GMP) Handlungsbedarfe für die Behebung dieser Defizite abgeleitet. Diese Handlungsbedarfe stellen den Ausgangspunkt für die Ableitung der Maßnahmen dar, die zur Erfüllung der in den Schutzgebietsverordnungen verankerten Schutzzwecke notwendig sind.

Die Methoden, die im vorliegenden Dokument z. B. zur Bewertung der Ist-Zustände, zur Ermittlung von schutzgebietsspezifischen Defiziten und zur Bewertung von Auswirkungen verwendet werden, sind in BfN (2017) beschrieben.

Da zur Bewertung des Erhaltungsgrads, zur Ermittlung von schutzgebietsspezifischen Defiziten zwischen Soll- und Ist-Zustand und zur Bewertung von Auswirkungen der Nutzungen auf die AWZ-Schutzgebiete noch keine umfassende Methodik vorlag, wurde sie für das vorliegende Dokument entwickelt (s. BfN 2017). Diese Methodik basiert auf den bestehenden Verfahren zur Ermittlung des Erhaltungszustands von FFH-Arten (Schnitter et al. 2006) und marinen FFH-Lebensraumtypen (Krause et al. 2008). Diese Verfahren basieren wiederum auf den Bewertungsgrundsätzen von LANA (2001).

2. Kurzcharakterisierung der Schutzgebiete

Die NSG „Borkum Riffgrund“, „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegen in der deutschen AWZ der Nordsee. Die beiden erstgenannten NSG entsprechen den gleichnamigen FFH-Gebieten. Das letztgenannte NSG umfasst das FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ und das Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“, welche sich räumlich teilweise überlagern. Von den insgesamt 28.539 km² der AWZ Deutschlands in der Nordsee sind 4.783 km² ausschließlich FFH-Gebiet, 2.855 km² sowohl Vogelschutz- als auch FFH-Gebiet und 180 km² ausschließlich Vogelschutzgebiet. Dementsprechend sind insgesamt ca. 28,7 % (7.919 km²) der AWZ Deutschlands in der Nordsee als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Die folgenden Kurzbeschreibungen bieten einen Überblick über die wesentlichen abiotischen und biotischen Eigenschaften der in Kapitel 1 vorgestellten drei Meeresschutzgebiete. Eine detaillierte Beschreibung ihrer Schutzgüter unter Nennung aller Quellenangaben findet sich im Kap. 3. Die in den Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld ausgeübten Nutzungen werden im Kap. 4 beschrieben.

2.1 Allgemeine Beschreibungen

2.1.1 NSG „Borkum Riffgrund“

Das ca. 625 km² große Gebiet „Borkum Riffgrund“ ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGBRgV)¹¹ als NSG geschützt und liegt in der südlichen Nordsee rund 20 Kilometer nördlich der ostfriesischen Wattenmeerinseln Borkum und Juist (Abb. 1). Es wurde am 26.05.2004 an die EU-KOM gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiet DE 2104-301 in die Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (SCI) aufgenommen. Durch die Verordnung zur Festsetzung des Gebietes als NSG vom 22.09.2017 hat es nun den Status eines auch nach nationalem Recht geschützten „besonderen Schutzgebietes“ nach Art. 3 Abs. 2 S. 2 und Art. 4 Abs. 4 FFH-RL (auch „Special Protected Area“ - SAC).

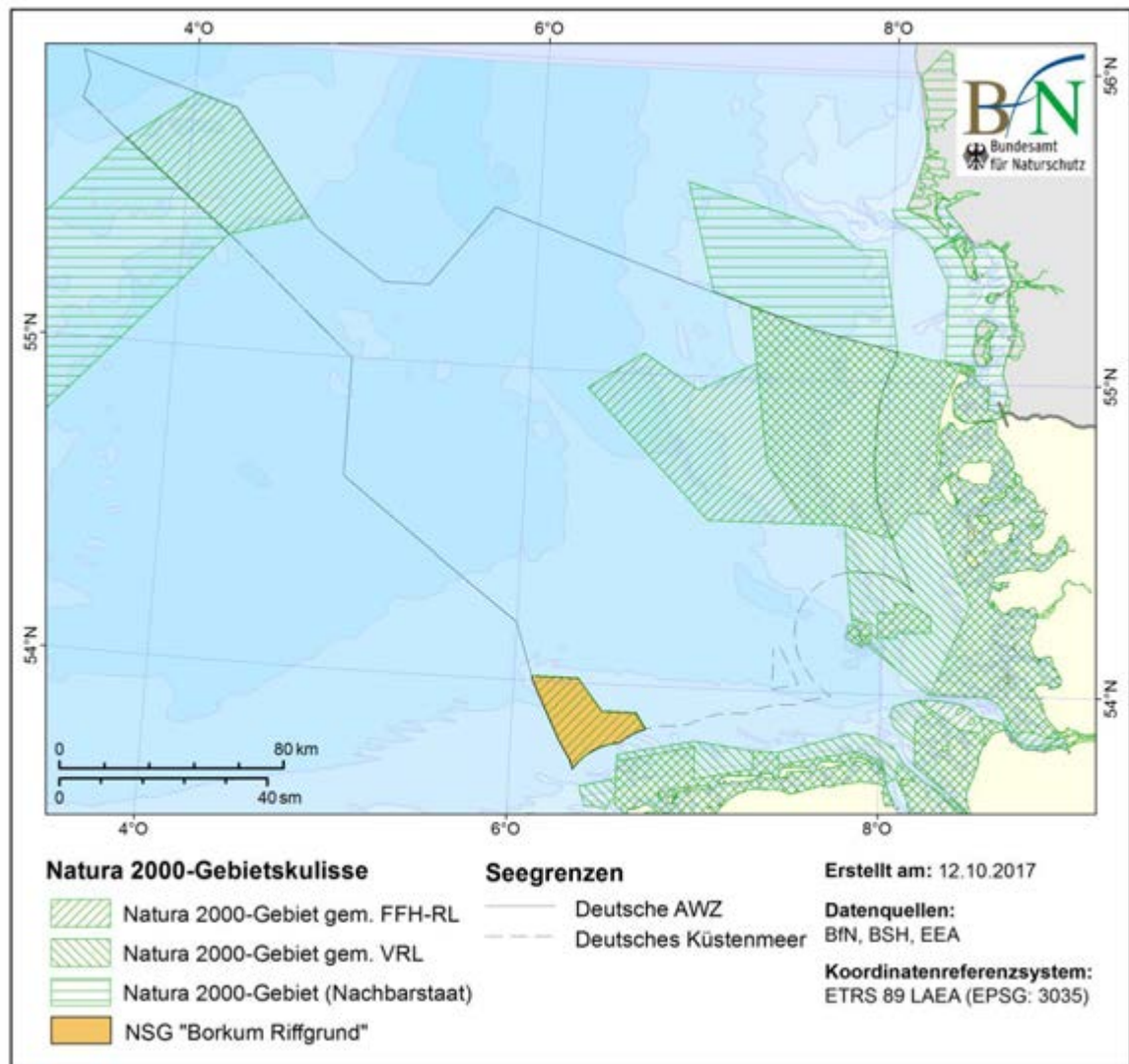


Abb. 1: Lage des Naturschutzgebietes „Borkum Riffgrund“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Das NSG „Borkum Riffgrund“ ist auch als OSPAR-Meeresschutzgebiet (OSPAR-MPA) an die OSPAR-Kommission gemeldet. Es ist ferner als räumliche Schutzmaßnahme im marinen Bereich nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) zu verstehen (vgl. Art. 13 Abs. 4 MSRL).

Der Borkum Riffgrund ist eine große Sandbank mit eingestreuten Steinfeldern, welche etwa zur Hälfte im gleichnamigen Schutzgebiet liegt und sich nach Südosten in den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ sowie nach Osten fortsetzt.

Der Meeresgrund liegt in Tiefen von etwa 18–33 m und wird durch in Ost-West-Richtung streichende Höhenzüge und Senken strukturiert. Im Untergrund stehen saaleeiszeitliche Grundmoränen an. Der Meeresboden im Gebiet ist durch Lockersedimente unterschiedlicher Korngrößen und eingestreute Steinfeldern charakterisiert.

Die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten im Tidezyklus betragen im Mittel 0,4–0,45 m/s. Die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten liegen mit Werten über 1 m/s

deutlich höher. Durch zeitweilig starke wind- und gezeiteninduzierte Strömungen werden die Sande häufig umgelagert. Als geomorphologische Struktur ist die Sandbank dabei jedoch weitgehend lagestabil.

Der Borkum Riffgrund hebt sich durch die Vielgestaltigkeit des Meeresgrundes deutlich von seiner Umgebung ab. Es kommen neben der Sandbank (LRT „Sandbänke“) auch „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (nach § 30 BNatSchG geschützter Biotoptyp) und Steinriffe (LRT „Riffe“) in enger räumlicher Verzahnung mit der Sandbank vor.

Die Sandbank weist zur Mitte des Schutzgebietes hin zunehmend vielgestaltige Substrate und Strukturen auf. Der kleinräumige Wechsel der Korngrößen bietet dabei unterschiedlichen Lebensgemeinschaften der Sandböden geeignete Habitate. Mollusken- und Polychaeten-Arten dominieren die Infauna des Sandbodens. Auf Grobsanden tritt die *Goniadella-Spizula*-Gemeinschaft auf, während auf Feinsanden die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft vorherrscht (Dörjes 1977, Rachor & Nehmer 2003).

Im zentralen Bereich des Gebietes siedelt auf Riffen eine charakteristische epibenthische Fauna. Die vorhandenen Riffstrukturen bieten Substrat und Lebensraum für vielfältige Organismengemeinschaften. Diese Gemeinschaften unterscheiden sich deutlich von denen des umgebenden Meeresbodens und sie gestalten die physikalische Struktur der Riffe mit. Vor allem an Standorten mit höheren Strömungsintensitäten entwickelt sich ein Mosaik von Flächen mit verschiedenen Sukzessionsstadien, die von unterschiedlichen Arten dominiert werden.

Die dadurch arten- und individuenreiche Bodenfauna im Schutzgebiet bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die im Schutzgebiet auftretende Fischfauna zieht wiederum v. a. die dort geschützten Schweinswale und Kegelrobben an.

Tab. 1 gibt eine Übersicht über die Schutzgüter des NSG „Borkum Riffgrund“.

Tab. 1: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL und nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen) im NSG „Borkum Riffgrund“.

EU-Code	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - i. F. LRT „Sandbänke“
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, (§ 30 BNatSchG)) - i. F. LRT „Riffe“
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (§ 30 BNatSchG) - i. F. „KGS“
1103	Finte (<i>Alosa fallax</i>) (Anhang II FFH-RL)
1351	Schweinswal (<i>Phocoena phocoena</i>) (Anhang II FFH-RL)
1364	Kegelrobbe (<i>Halichoerus grypus</i>) (Anhang II FFH-RL)
1365	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) (Anhang II FFH-RL)

2.1.2 NSG „Doggerbank“

Das ca. 1.692 km² große Gebiet „Doggerbank“ liegt in der südlichen Nordsee im nord-westlichen Teil der deutschen AWZ rund 250 km vom Festland entfernt (Abb. 2) und ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGDgbV)¹² als NSG geschützt. Es wurde am 26.05.2004 an die EU-KOM gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiet DE 1003-301 in die Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (SCI) aufgenommen. Durch die Verordnung zur Festsetzung des Gebietes als NSG vom 22.09.2017 hat es nun den Status eines auch nach nationalem Recht geschützten „besonderen Schutzgebietes“ nach Art. 3 Abs. 2 S. 2 und Art. 4 Abs. 4 FFH-RL (auch „Special Protected Area“ - SAC).

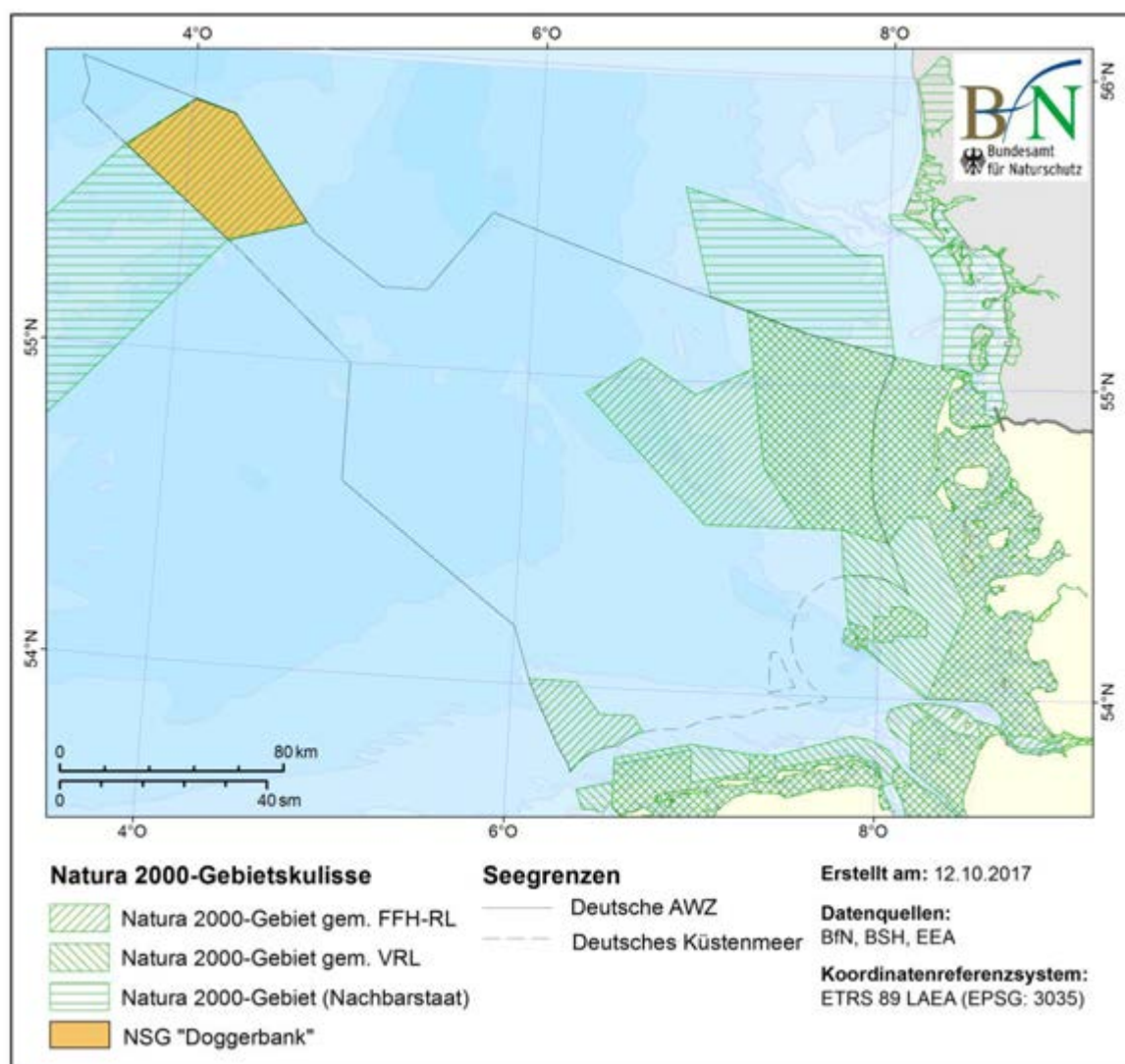


Abb. 2: Lage des Naturschutzgebietes „Doggerbank“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Das NSG „Doggerbank“ ist auch als OSPAR-Meeresschutzgebiet (OSPAR-MPA) an die OSPAR-Kommission gemeldet. Es ist ferner als räumliche Schutzmaßnahme im marinen Bereich nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) zu verstehen (vgl. Art. 13 Abs. 4 MSRL).

Die Doggerbank ist die größte Sandbank in der Nordsee und gehört zu einer eiszeitlichen Moräne, die sich über 320 Kilometer vom Festlandsockel des Vereinigten Königreiches bis zur dänischen AWZ erstreckt. Das NSG „Doggerbank“ umfasst den deutschen Anteil dieser Sandbank.

Der Meeresgrund liegt in Tiefen von ca. 28–48 m. Durch ihre Lage in der zentralen Nordsee und das Zusammentreffen unterschiedlicher Wassermassen stellt die Doggerbank eine biogeografische Scheide dar. Es dominieren kaltadaptierte Arten im Norden und wärmere Temperaturen bevorzugende Arten im Süden.

Der Meeresboden besteht meist aus schillreichen Feinsanden, welche am Ende der Sandbank im Norden in Bereichen tiefer als 40 m in schlickige Sande und Schlick übergehen. Im Bereich der Sandbank entstehen Wirbel, die warmes Oberflächenwasser bis in Grundnähe befördern. Dadurch findet zeitweise auch eine Primärproduktion bis in Bodennähe der Sandbank statt.

Auf den sandigen Bereichen des Schutzgebietes siedelt eine besondere küstenferne Ausprägung der Feinsand-Bodentiergemeinschaft, die sogenannte „Bank-Gemeinschaft“ oder *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft. Zwei weitere typische Infaunagemeinschaften sind die sog. „Südliche“ und die „Nordöstliche Gemeinschaft“. Die arten- und individuenreiche Bodenfauna bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die artenreiche Fischfauna, insbesondere bestehend aus Grundeln (Gobiidae), Sandaalen (Ammodytidae), Kabeljau (*Gadus morhua*), Wittling (*Merlangius merlangus*), Doggerscharbe (*Hippoglossoides platessoides*), Seezunge (*Solea solea*), Scholle (*Pleuronectes platessa*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*), dient wiederum v. a. Seevögeln, Schweinswalen und Seehunden als Nahrungsgrundlage. Schweinswale (*Phocoena phocoena*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) wurden im Bereich des NSG „Doggerbank“ nachgewiesen, wobei letztere lediglich Nahrungsgäste sind.

Tab. 2 gibt eine Übersicht über die Schutzgüter des NSG „Doggerbank“.

Tab. 2: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL und nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen) im NSG „Doggerbank“.

EU-Code	Lebensraumtyp/Art
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - i. F. LRT „Sandbänke“
1351	Schweinswal (<i>Phocoena phocoena</i>) (Anhang II FFH-RL)
1365	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) (Anhang II FFH-RL)

2.1.3 NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Das insgesamt ca. 5.603 km² große NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegt in der südlichen Nordsee rund 20 km westlich der nordfriesischen Inseln Sylt und Amrum (Abb. 3).

Das Gebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGSylV)¹³ als NSG geschützt.

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ stellt ein sog. „Komplexgebiet“ dar, in dem verschiedene Schutzregime aneinander angrenzen und/oder sich räumlich überlagern. Die Teile eines Komplexgebietes, die räumlich jeweils einem FFH-Gebiet oder Vogelschutzgebiet entsprechen, werden hier als *Bereiche* bezeichnet. Das Teilgebiet „Sylter Außenriff“ wird nachfolgend als Bereich I mit den Unterbereichen Ia und Ib bezeichnet (siehe Abb. 3). In den Unterbereichen sind ergänzend die dort vorkommenden vielfältigen, artenreichen und eng miteinander vernetzten Benthoslebensgemeinschaften geschützt (s. u.). Das Teilgebiet „Östliche Deutsche Bucht“ wird im Folgenden als Bereich II bezeichnet.

Bereich I wurde am 26.05.2004 an die EU-KOM gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiet DE 1209-301 in die Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (SCI) aufgenommen. Bereich II wurde am 15.09.2005 mit Wirkung vom 24.09.2005 als NSG ausgewiesen und als Vogelschutzgebiet (DE 1011-401) in die Liste der besonders geschützten Gebiete (SPA) aufgenommen. Diese Schutzgebietsverordnung wurde mit Erlass der aktuellen Schutzgebietsverordnung über das NSG wieder aufgehoben. Durch die Verordnung zur Festsetzung des Gesamtgebietes als NSG vom 22.09.2017 hat es nun den Status eines auch nach nationalem Recht geschützten „besonderen Schutzgebietes“ nach Art. 3 Abs. 2 S. 2 und Art. 4 Abs. 4 FFH-RL (auch „Special Protected Area“ - SAC).

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist auch als OSPAR-Meeresschutzgebiet (OSPAR-MPA) an die OSPAR-Kommission gemeldet. Es ist ferner als räumliche Schutzmaßnahme im marinen Bereich nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) zu verstehen (vgl. Art. 13 Abs. 4 MSRL).

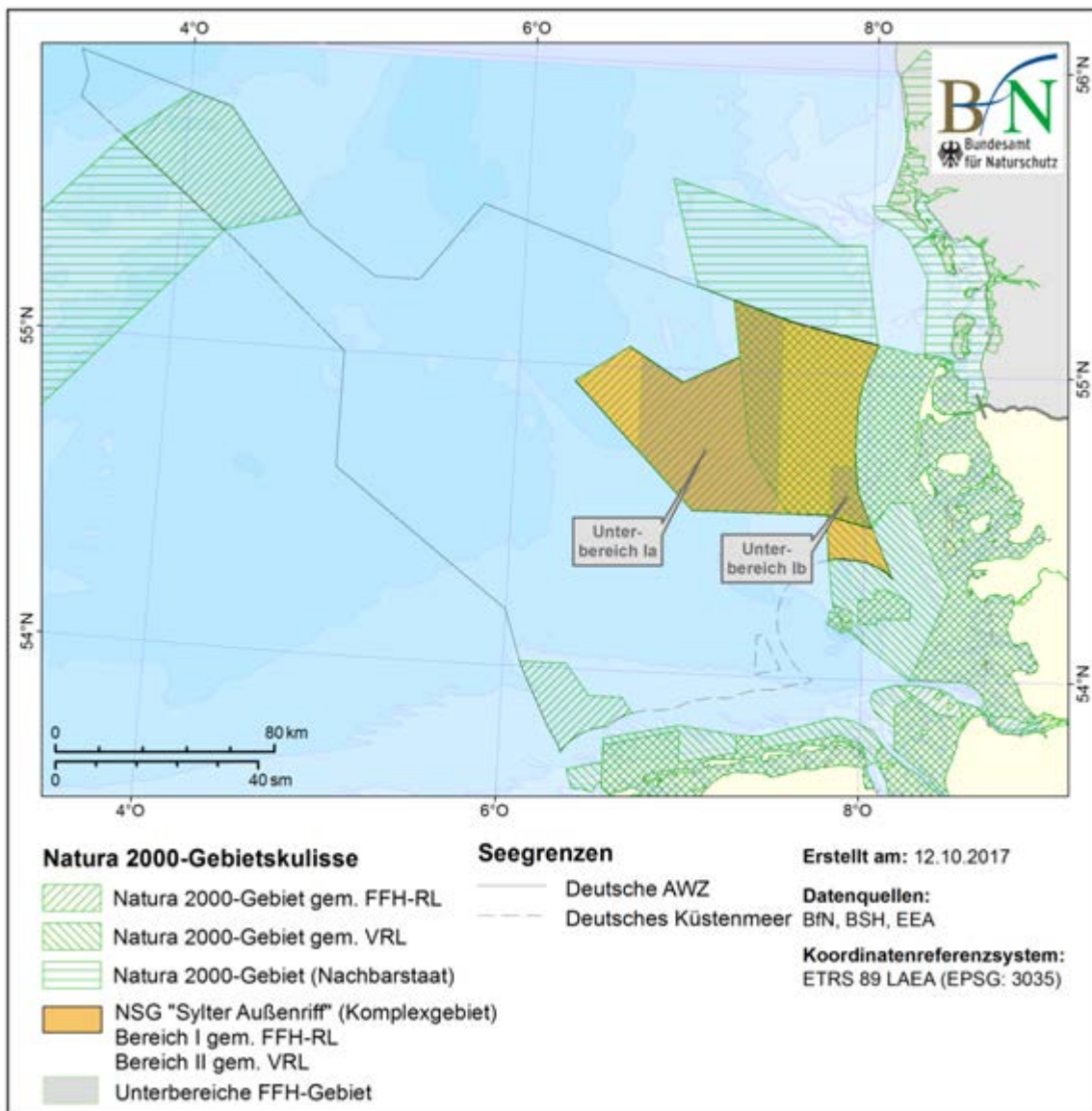


Abb. 3: Lage des Naturschutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Unterbereich Ia: vielfältige, artenreiche und eng miteinander vernetzte Benthos-Lebensgemeinschaften im zentral-westlichen Bereich des Schutzgebietes, gekennzeichnet durch eine besondere ökologische Verzahnung von Riffen, Grob- und Mittelsanden.

Unterbereich Ib: nicht oder sehr wenig durch menschliche Nutzungen beeinflusste Benthos-Lebensgemeinschaften im Bereich der Amrumbank.

Bereich I – FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“

Der ca. 5.321 km² umfassende Bereich I des NSG reicht von der landseitigen Grenze der AWZ bis in größere Tiefen am Übergang zur zentralen Nordsee. Die Wassertiefen betragen zwischen 8 und 48 m. Der Bereich I stellt ein Bindeglied zwischen den Lebensgemeinschaften der zentralen Nordsee und den Lebensraumtypen und Arten in den flacheren östlichen Meeresbereichen bis zu den Küstenregionen der nordfriesischen Inseln und Helgoland dar. Er umfasst die Außengründe vor Sylt und Amrum sowie Moränenrücken, die entlang der nordöstlichen Flanken des am westlichen Rand des NSG liegenden Elbe-Urstromtals verlaufen. Durch den Einstrom von Elbewasser mit geringerer

Salinität aus dem Süden und die Vermischung mit dem sich entgegen dem Uhrzeigersinn aus südwestlicher Richtung in die Nordsee hineinbewegenden Gezeitenstrom des Nordostatlantiks entstehen hier nahrungsreiche Fronten- und Auftriebsgebiete, welche auch Arten der küstennahen Lebensräume zur Nahrungssuche aufsuchen.

Der Meeresboden besteht vor allem aus aufgearbeiteten, meist feinen und mittleren Sanden. Durch die häufig dünne Sanddecke ragen Grobsand- und Kiesflächen mit eingestreuten Steinen und Riffen hervor.

Großflächige und zusammenhängende Moränenrücken und von Steinansammlungen geprägte Aufragungen, die dem **LRT „Riffe“** zugerechnet werden, sind in der AWZ und dem Küstenmeer der deutschen Nordsee selten und beschränken sich vor allem auf Bereiche um Helgoland und die östlichen Flanken des Elbe-Urstromtals. Ca. 63 % der derzeit dem LRT „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee zugerechneten Flächen liegen im Bereich I (vgl. BfN 2004). Aufgrund der bisher noch nicht vollständigen Erfassung ist von weiteren Vorkommen des LRT „Riffe“ im Bereich I auszugehen.

Im Bereich I lassen sich derzeit drei Ausprägungen des LRT „Riffe“ unterscheiden:

- Riffe, die als Blöcke oder Steinfelder den Meeresboden im zentralen Bereich der Amrumbank durchragen,
- Riffe, die als zusammenhängende bandartige Steinfelder entlang der Flanken des Elbe-Urstromtals verlaufen,
- Riffe, die aus verstreuten Steinfeldern bestehen und mit Mittel- und Grobsanden eng verzahnt sind.

Biogene Riffe sind im Bereich I aktuell nicht nachgewiesen; historische Quellen weisen jedoch auf das Potenzial ihres Auftretens unter natürlichen Bedingungen hin.

Die Riffe in Bereich I sind in ihrer Ausprägung im deutschen Meeresgebiet der Nordsee einmalig und stellen ein Bindeglied zu den Helgoländer Vorkommen dar. Die häufigen und zum Teil auch großflächigen Vorkommen des LRT „Riffe“ innerhalb des Bereiches I sichern das Vorkommen charakteristischer Arten mit einem großen Aktionsradius.

Mit der Amrumbank (Unterbereich Ib) liegt ein typisches Vorkommen des **LRT „Sandbänke“** im Bereich I. Sie hat aufgrund ihrer Lage und Sedimentologie eine besondere ökologische Funktion und umfasst ca. 2,5 % der Fläche des LRT „Sandbänke“ in der deutschen AWZ der Nordsee (vgl. BfN 2004). Sie ist durch ihre Lage im bereits kontinental geprägten Osten der Deutschen Bucht sowie durch den Wasserzufluss aus Elbe, Weser und Wattenmeer charakterisiert. Die Amrumbank ist durch ein Mosaik aus verschiedenen, für den LRT „Sandbänke“ charakteristische Biotoptypen mit einer ebenfalls charakteristischen Habitatvielfalt gekennzeichnet. Es überwiegen grobsandig-kiesige Hänge und feinsandige Bereiche.

Innerhalb und in der Umgebung des LRT „Riffe“, stellenweise aber auch im Bereich des LRT „Sandbänke“, treten großflächige, aber auch kleinräumige Vorkommen von für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp **„Artenreiche Kies-, Grobsand-**

und Schillgründe“ (**KGS**) typischen Sedimenten auf (vgl. Kap. 3.1.3). Die genauen Vorkommen dieser von einer spezifischen Makro- und Meiofauna besiedelten Flächen können derzeit noch nicht endgültig benannt werden; ihre vollständige Kartierung und Erfassung läuft aber derzeit (vgl. Kap. 3.1.3).

Der nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptyp „**Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna**“ kommt im westlichen Teil des Bereichs I potenziell vor. Dort kommen schlackige Sedimente und grabende Megafaunaarten vor, die Voraussetzung für ein Vorkommen dieses Biotoptyps sind. Aufgrund fehlender Nachweise von Seefedern, gem. Kartieranleitung (BfN 2011b) zwingender Bestandteil des Biotoptyps sind, sind diese Flächen zwar als OSPAR-Habitat „Sea-pen and burrowing megafauna communities“ (OSPAR Commission 2010a) anzusehen, jedoch nicht als einen Biotoptyp nach § 30 BNatSchG. Demzufolge gibt es in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee derzeit keine Nachweise dieses gesetzlich geschützten Biotoptyps.

In den Unterbereichen Ia und Ib liegen wichtige Vorkommen verschiedener **Benthoslebensgemeinschaften** (*Tellina-fabula*-Gemeinschaft, *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft und *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft).

Aufgrund seiner Größe und seiner Lage besitzt Bereich I eine wichtige Verbindungs- und Trittstein-Funktion für Ausbreitungen der benthischen Arten in der Deutschen Bucht. Zu den artenreichen Lebensgemeinschaften der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ gehören auch verschiedene Fischarten, die Meeressäugtieren und Seevögeln als Nahrungsgrundlage dienen.

Der Bereich I beherbergt das größte, stetig nachgewiesene Vorkommen von **Schweinswalen** (*Phocoena phocoena*) in der deutschen AWZ der Nordsee sowie zu bestimmten Jahreszeiten regelmäßig besonders hohe Konzentrationen („Hot-spot“-Bildung) und einen hohen Anteil der in der Deutschen Bucht vorkommenden Mutter-Kalb-Paaren. Diese Schweinswalbestände gehören nach derzeitigem Wissensstand zur Population der zentralen und südlichen Nordsee mit Wander- und Austauschbeziehungen in der gesamten Nordsee und angrenzenden Gewässern.

Bereich II – Vogelschutzgebiet „Östliche Deutsche Bucht“

Im 3.135 km² umfassenden Bereich II des NSG, der sich zum größten Teil mit dem Bereich I des NSG überlappt, kommen Arten nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie und regelmäßig auftretende Zugvogelarten vor. Der Bereich II hat durch seine Funktion als Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rastgebiet für die vorkommenden Vogelarten einen besonders hohen ornithologischen Wert. Er ist das wichtigste Überwinterungsgebiet für Stern- (*Gavia stellata*) und Prachtaucher (*Gavia arctica*) in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee. Innerhalb des Bereiches II nutzt eine große Anzahl weiterer Zug- und Rastvogelarten die dort zahlreich vorkommenden benthopelagischen Fischarten. Die Abgrenzung des Bereiches erfolgte anhand der Verbreitungsschwerpunkte von Stern- und Prachtaucher sowie der Vorkommen der Brand- (*Sterna sandvicensis*), Fluss- (*Sterna hirundo*) und Küstenseeschwalben (*Sterna paradisaea*) und der Zwerg-

(*Larus minutus*) und Sturmmöwen (*Larus canus*). Im südlichen Teil des Bereiches befinden sich die Nahrungshabitate der in Deutschland nur auf Helgoland brütenden Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*), Trottellummen (*Uria aalge*), Tordalken (*Alca torda*), Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*) und Basstölpel (*Sula bassana*). Neben den in Deutschland ausschließlich auf Helgoland brütenden Arten nutzen auch Heringsmöwen (*Larus fuscus*) den Bereich II ganzjährig als Nahrungshabitat.

Tab. 3 gibt eine Übersicht über die Schutzgüter des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Tab. 3: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, Vogelarten nach VRL, nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen und besondere Benthoslebensgemeinschaften) im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

EU-Code	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) – i. F. LRT „Sandbänke“
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) – i. F. LRT „Riffe“
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (§ 30 BNatSchG) – i. F. „KGS“
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna (§ 30 BNatSchG)
-	Besondere Benthoslebensgemeinschaften
1099	Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>) (Anhang II FFH-RL)
1103	Finte (<i>Alosa fallax</i>) (Anhang II FFH-RL)
A065	Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>)
A001	Sterntaucher (<i>Gavia stellata</i>) (Anhang I VRL)
A002	Prachtaucher (<i>Gavia arctica</i>) (Anhang I VRL)
A009	Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)
A016	Basstölpel (<i>Morus bassanus</i> , syn. <i>Sula bassana</i>)
A173	Spatelraubmöwe (<i>Stercorarius pomarinus</i>)
A175	Skua (<i>Stercorarius skua</i>)
A200	Tordalk (<i>Alca torda</i>)
A199	Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)
A188	Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>)
A177	Zwergmöwe (<i>Larus minutus</i>) (Anhang I VRL)
A182	Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>)
A183	Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>)
A191	Brandseeschwalbe (<i>Sterna sandvicensis</i>) (Anhang I VRL)
A193	Flussseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>) (Anhang I VRL)
A194	Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisaea</i>) (Anhang I VRL)
1351	Schweinswal (<i>Phocoena phocoena</i>) (Anhang II FFH-RL)
1364	Kegelrobbe (<i>Halichoerus grypus</i>) (Anhang II FFH-RL)
1365	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) (Anhang II FFH-RL)

2.2 Spezielle Funktionen und Kohärenzfunktionen

Die drei Schutzgebiete der deutschen AWZ der Nordsee befinden sich im Bereich von Moränenrücken, die sich durch ihre besonderen Substratverhältnisse von den tiefer gelegenen, reliefärmeren Becken der Nordsee abheben. Die Gebietskulisse deckt wichtige Anteile der Meeresbereiche mit besonderen Reliefverhältnissen ab.

Die biologische Vielfalt ist dort aufgrund der mosaikartigen Verteilung der Biotope und die sich daraus ergebende Habitatvielfalt höher als in umgebenden Gebieten. Aufragungen aus dem Meeresgrund beeinflussen lokal die vorherrschenden Unterwasserströmungen. Sie lassen Wirbel entstehen, die den vertikalen Wasseraustausch und mit ihm die Intensität der Primärproduktion fördern. Aufgrund dieser besonderen Hydrodynamik bieten die drei Schutzgebiete reiche Nahrungsgründe, die nicht nur Fische, sondern auch Meeressäuger und Seevögel anziehen.

Obwohl die drei Schutzgebiete zum Teil gleiche Schutzziele (z. B. hinsichtlich der Schutzgüter Sandbänke, Riffe, Schweinswal, Seevögel) haben, besitzen sie jeweils individuelle Eigenheiten und erfüllen besondere Funktionen innerhalb des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 wie oben erwähnt.

Zusammen mit den von anderen Anrainerstaaten der Nordsee sowie den von den Küstenbundesländern ausgewiesenen Natura 2000-Gebieten bilden die drei Naturschutzgebiete der deutschen AWZ ein Netzwerk aus geschützten Räumen (Abb. 4), zwischen denen z. T. enge funktionale Wechselwirkungen bestehen.

Meeresschutzgebiete Nordsee

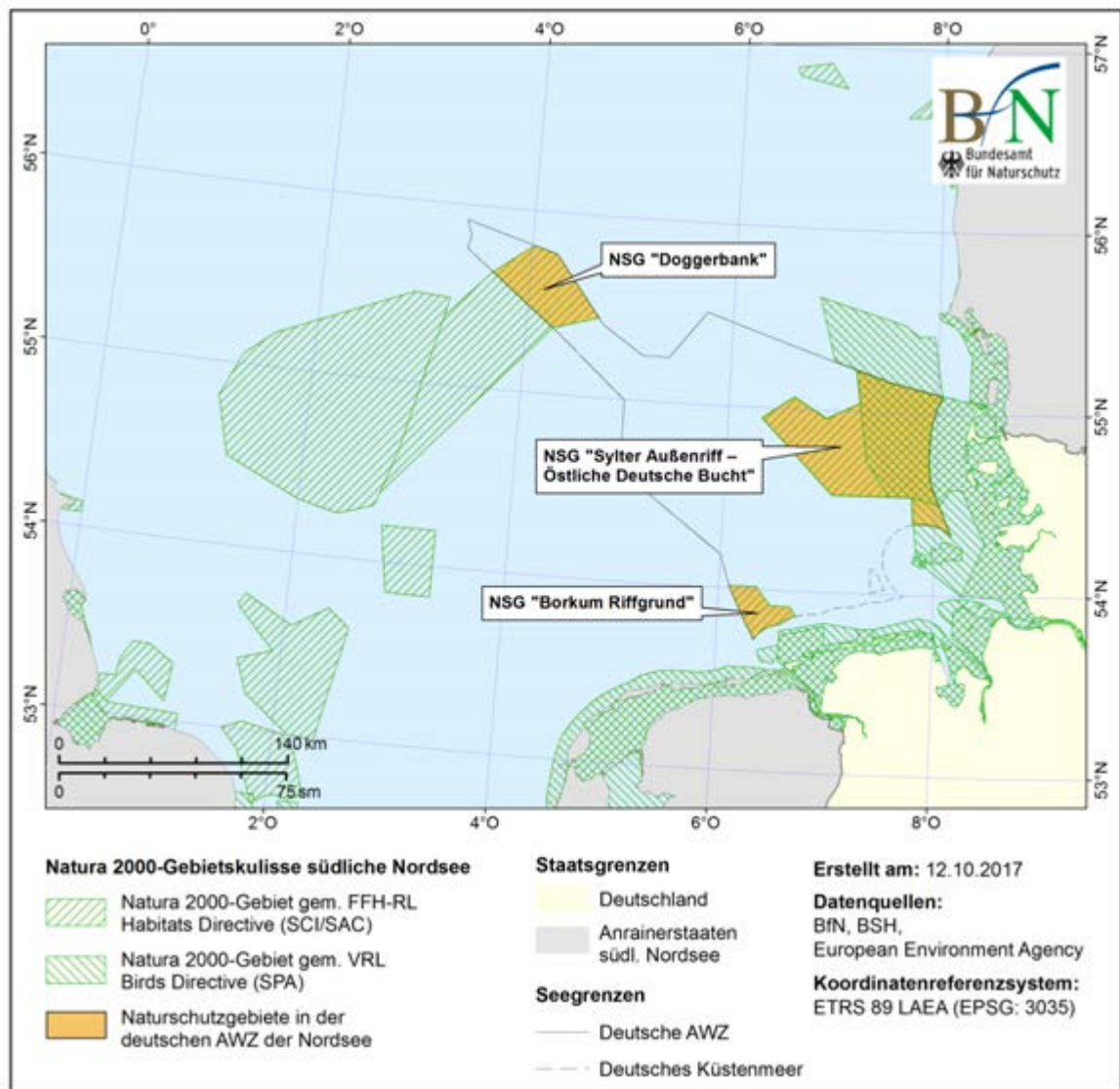


Abb. 4: Natura 2000-Gebiete der südlichen und zentralen Nordsee.

3. Beschreibung und Bewertung der Schutzgüter sowie weiterer Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung

In den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee sind folgende LRT, Biotoptypen, Benthosgemeinschaften und Arten entsprechend der jeweiligen Schutzgebietsverordnungen geschützt: zwei Lebensraumtypen (LRT) des Anhangs I FFH-RL einschließlich ihrer charakteristischen bzw. lebensraumtypischen Arten, zwei nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptypen¹⁴, drei besondere Benthoslebensgemeinschaften, eine Neunaugenart des Anhangs II FFH-RL, eine Fischarten des Anhangs II FFH-RL, drei Meeressäugerarten des Anhangs II FFH-RL und 16 Seevogelarten des Anh. I und Art. 4 (2) VRL.

In den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ kommen darüber hinaus weitere Arten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung vor. Dies sind insgesamt 13 gemäß den nationalen oder regionalen Roten Listen mindestens als „gefährdet“ eingestuft Makrozoobenthos- und vierzehn Fischarten¹⁵, drei Seevogelarten und zwei Meeressäugerarten.

Für die o. g. LRT, Biotoptypen und Arten wird im Folgenden ein Überblick über Verbreitung und Vorkommen in der deutschen Nordsee und in den einzelnen Schutzgebieten sowie ihre ökologischen Ansprüche gegeben. Benannt werden auch die Funktionsräume, die für die Schutzgüter eine wichtige ökologische Funktion übernehmen, z. B. Reproduktions-, Aufzucht-, Nahrungs- und Rastgebiete sowie Wander- und Migrationsräume, die die zuvor genannten Gebiete verbinden. Diese liegen z. T. auch in anderen Teilen der deutschen AWZ, im deutschen Küstenmeer und in den Meeresgebieten anderer Nordseeanrainerstaaten.

Für die Schutzgüter gem. Schutzgebietsverordnung werden in diesem Kapitel – aufbauend auf dieser Analyse – die in der Schutzgebietsverordnung verankerten Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände bewertet. Eine Bewertung der nicht als Schutzgut benannten Arten bzw. Biotope erfolgt nicht. Zur Festlegung des Soll-Zustands werden die Schutzziele der jeweiligen Schutzgebietsverordnung konkretisiert (Vorgehen nach BfN 2017, Kap. 4.1). Für die Fälle, in denen ein Soll-Zustand von (A) anzustreben ist, werden die Schutzziele im Einzelnen benannt. Der Soll-Zustand (A) kann bei Lebensraum- und Biotoptypen auch festgelegt werden, wenn einzelne Teilflächen einen ungünstigeren Erhaltungsgrad aufweisen. Die Ist-Zustände werden anhand der in BfN (2017) beschrie-

¹⁴ Die geschützten LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ sind gleichzeitig nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptypen. Diese werden nicht gesondert behandelt. Der nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ wurde in der deutschen AWZ der Nordsee bisher nicht nachgewiesen, im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ treten aber Sedimente und einige charakteristische Arten auf.

¹⁵ Rachor et al. 2013 bzw. Thies et al. 2013 – Kategorie 0, 1, 2 oder 3; OSPAR Commission 2008; IUCN 2016 – Kategorie CR, EN oder VU

benen Vorgehensweise auf Basis der jeweils aktuellsten verfügbaren Daten bewertet.¹⁶ Auch der Ist-Zustand (A) kann bei Lebensraum- und Biotoptypen erreicht werden, wenn einzelne Teilflächen einen ungünstigeren Erhaltungsgrad aufweisen.

Die Bewertung erfolgt getrennt nach Schutzgebieten, wobei im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als Komplexgebiet zwischen einer Bewertung auf Bereichs- und Komplexgebietsebene zu unterscheiden ist. Gemäß der Schutzgebietsverordnung für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gilt in diesem Gebiet der *allgemeine Schutzzweck* (§ 3 NSGSylV) für das *gesamte Komplexgebiet*, während die *besonderen Schutzzwecke* (§§ 4-5 NSGSylV) nur für den jeweiligen *Bereich* gelten. Für die einzelnen Schutzgüter ergibt sich somit direkt aus der Schutzgebietsverordnung folgendes Vorgehen: Für Seevögel und Meeressäugetiere ist sowohl ein allgemeiner als auch ein besonderer Schutzzweck definiert, so dass für diese beiden Gruppen die Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen auf Komplexgebiets- und zusätzlich auf Bereichsebene erfolgt. Für LRT erfolgt die Festlegung bzw. Bewertung auf Bereichsebene. Diese Bewertung wird anschließend auf Komplexgebietsebene übertragen (vgl. BfN 2017). Für Biotoptypen erfolgen die Festlegung der Soll-Zustände und die Bewertung der Ist-Zustände ausschließlich auf Komplexgebietsebene. Für Fische kann der Ist-Zustand nicht gebietsspezifisch bewertet werden; daher wird der Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene gem. dem Bericht 2013 nach Art. 17 FFH RL (BfN 2013) nachrichtlich übernommen.

Die auf diese Weise ermittelten bzw. festgelegten Ist- und Soll-Zustände der Schutzgüter werden miteinander abgeglichen. Aus dem diesem Abgleich von Soll- und Ist-Zuständen ergeben sich gebietsspezifische Defizite der Schutzgüter. Die hierfür verwendete Methodik wird in BfN (2017) beschrieben.

Die sich anschließende Beschreibungen der Nutzungen und ihrer Wirkfaktoren (Kap. 4) sowie der Empfindlichkeiten der Schutzgüter (Kap. 5) und der Auswirkungen auf die Schutzgüter (Kap. 6) dienen u. a. der Identifizierung der Ursachen für die hier ermittelten Defizite und der Gefährdungen der Schutzgüter (BfN 2017).

Das Kap. 3.7 gibt einen Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter in den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee.

¹⁶ In Anlehnung an die FFH-Berichtszeiträume wird soweit möglich ein Zeitraum von sechs Jahren berücksichtigt, dieser ist aber nicht deckungsgleich mit den FFH-Berichtszeiträumen (2007–2012 und 2013–2018).

3.1 Lebensraum- und Biotoptypen

Die folgenden Lebensraum- und Biotoptypen kommen in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee vor bzw. können dort potenziell vorkommen und werden im Folgenden näher beschrieben:

Tab. 4: Schutz- und Gefährdungsstatus der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen in den Meeresschutzgebieten.

BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

x: zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (Riecken et al. 2006) und Kategorie Aussterberisiko (Fürhaupter et al. 2015): 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, V: Vorwarnliste

Bezeichnung	Schutzgebiet ¹⁷	Schutzstatus			Gefährdungsstatus		
		FFH-Lebensraumtyp (LRT) ¹⁸	besonderer Biotoptyp ¹⁹	gesetzlich geschützter Biotoptyp ²⁰	Rote-Liste-Kategorie	Kategorie Aussterberisiko	OSPAR Commission (2008)
Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Code 1110)	BRg Syl (Ber. I) Dgb	x	x	x ²¹	3	3–V	
Riffe (Code 1170)	BRg Syl (Ber. I)	x	x	x	3 ²² bzw. ? ²³	2–3	
Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	BRg Syl (Ber. I)		x	x	3 ²⁴	2	
Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	Syl (Ber. I) ²⁵		x	x	2–3 ²⁶	3–V	x ²⁷

¹⁷ Schutzgut gem. *allgemeinem* (Biotope) oder *besonderem* (LRT) Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung

¹⁸ gem. Anh. I FFH-RL

¹⁹ gem. MSRL Anh. III Tab. 1 (COM DEC 2010, neu zu beachten unter D1 benthische Biotope)

²⁰ gem. § 30 BNatSchG

²¹ Benennung nach § 30 BNatSchG Abs. 2 Nr. 6 „sublitorale Sandbänke“

²² Hartsubstrat-Riff der küstenfernen Meeresgebiete (Code 01.02.02)

²³ Biogenes Riff der küstenfernen Meeresgebiete der Nordsee (Code 01.02.03): In den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee sind keine rezenten Vorkommen biogener Riffe bekannt. Aus dem NSG „Borkum Riffgrund“ gibt es historische Nachweise, so dass es für dieses Gebiet als lokal verschollen angenommen werden kann.

²⁴ Kiesbiotop der küstenfernen Meeresgebiete (Code 01.02.04) bzw. Schillbiotop der küstenfernen Meeresgebiete (Code 01.02.05)

²⁵ Entsprechend Schutzgebiets-VO zu entwickelnder Biotoptyp.

²⁶ Feinsubstratbiotope der küstenfernen Meeresgebiete (Code 01.02.08)

²⁷ Sea-pen and burrowing megafauna communities; die OSPAR-Definition sieht anders als die § 30 BNatSchG-Definition kein obligatorisches Vorkommen von Seefedern vor.

Sandbänke und Riffe sind als FFH-Lebensraumtypen (LRT) gem. dem besonderen Schutzzweck der Schutzgebietsverordnungen in denjenigen Schutzgebieten geschützt, in denen Vorkommen nachgewiesen sind (Abb. 5). Aufgrund der Benennung ausschließlich im besonderen Schutzzweck sind sie im Komplexgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nur im Bereich I, der räumlich dem FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ entspricht, Schutzgüter gem. Schutzgebietsverordnung. Über die LRT hinaus sind in den Schutzgebietsverordnungen auch die nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptypen, die keine LRT sind, als Schutzgüter benannt (Abb. 6 und Abb. 7). Diese sind im allgemeinen Schutzzweck der Schutzgebietsverordnungen aufgeführt. Ihr Schutzstatus gem. Schutzgebietsverordnung bezieht sich daher im Fall des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ auf das gesamte Komplexgebiet.

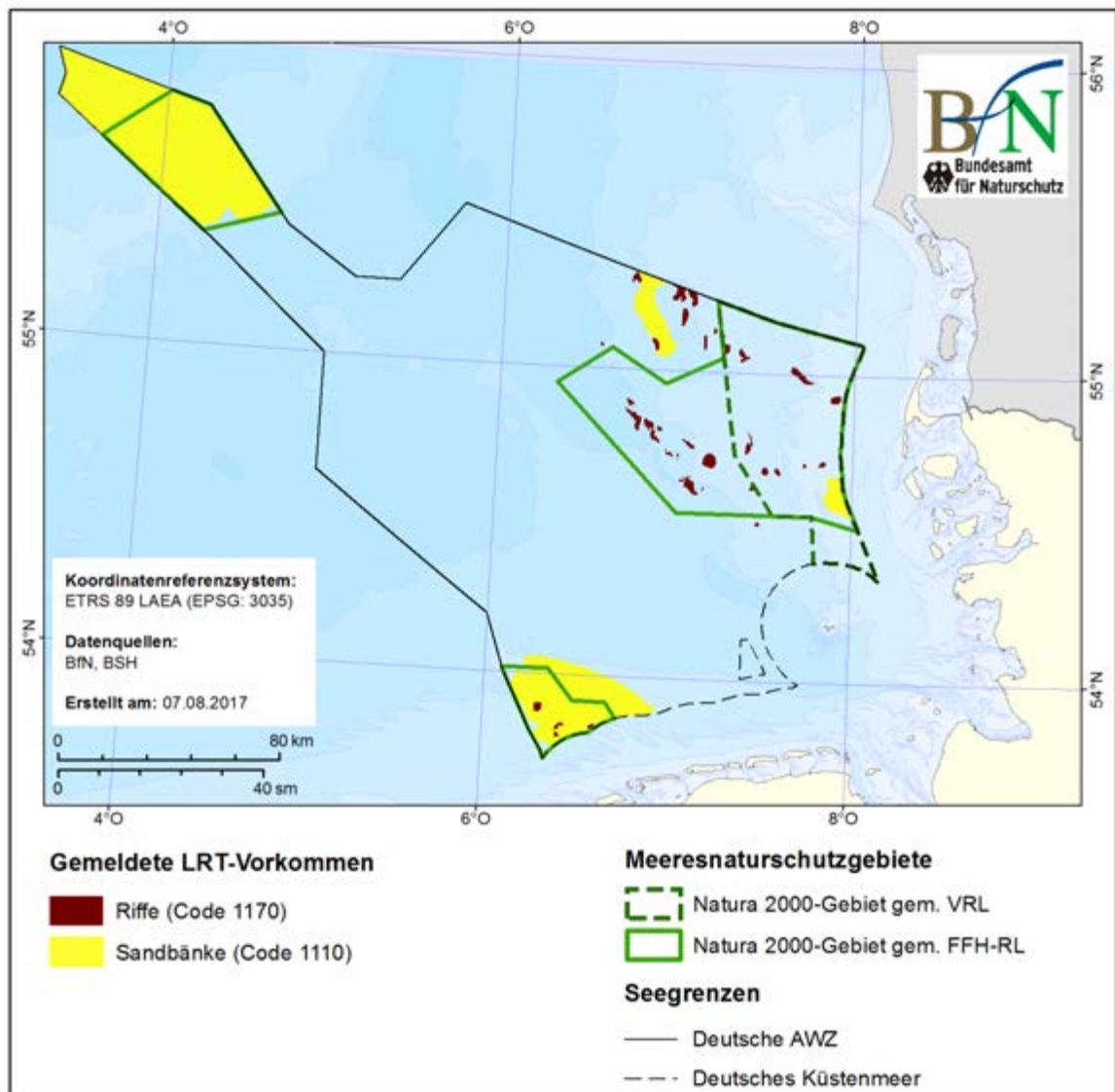


Abb. 5: Gemeldete Vorkommen der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee.

Anmerkung: Die Verbreitung des LRT „Riffe“ repräsentiert den derzeit aktuellen Kenntnisstand. Im Zuge aktuell laufender Kartierungsarbeiten ist mit Anpassungen der hier dargestellten Ergebnisse zu rechnen.

Für diese LRT und den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schlickgründe“ (KGS) umfassen die folgenden Beschreibungen auch Festlegungen von Soll- und Bewertungen von Ist-Zuständen.

Für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ (Kap. 3.1.3) erfolgt keine Bewertung des Ist-Zustands. Dieser Biotoptyp konnte in seiner gesetzlich geschützten Ausprägung mit Seefedern bisher in der deutschen Nordsee nicht nachgewiesen werden, eine Bewertung des Ist-Zustands und damit auch eine Defizitbewertung entfallen daher. Er wird aber in der Schutzgebietsverordnung für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als zu entwickelnder Biotoptyp aufgeführt, weshalb für ihn ebenfalls ein Soll-Zustand festgelegt wird.

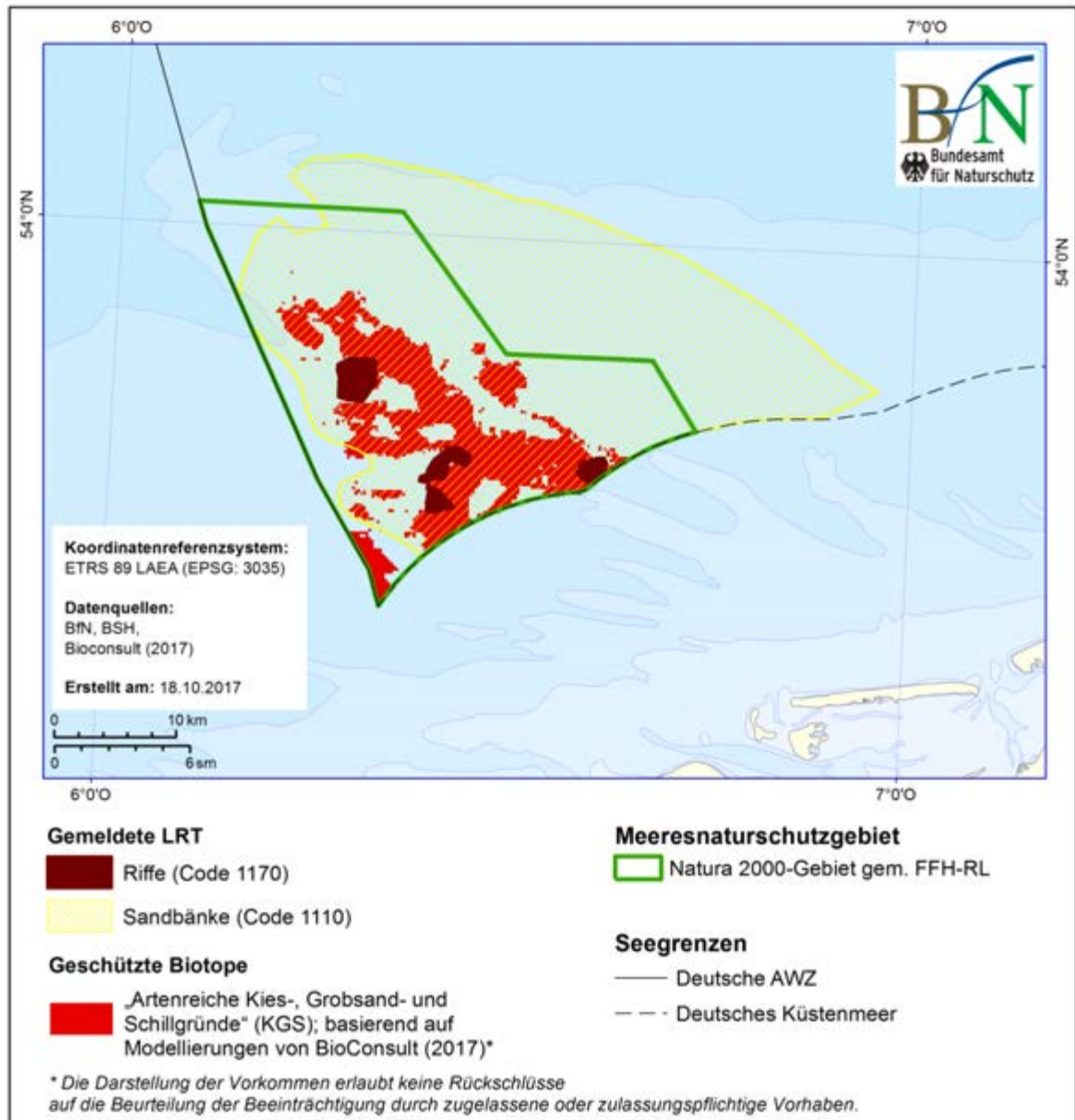


Abb. 6: Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“; Vorkommen des nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGBRgV geschützten § 30-Biototyps „KGS“ im NSG „Borkum Riffgrund“, basierend auf geostatistischer Modellierung nach BioConsult (2017).

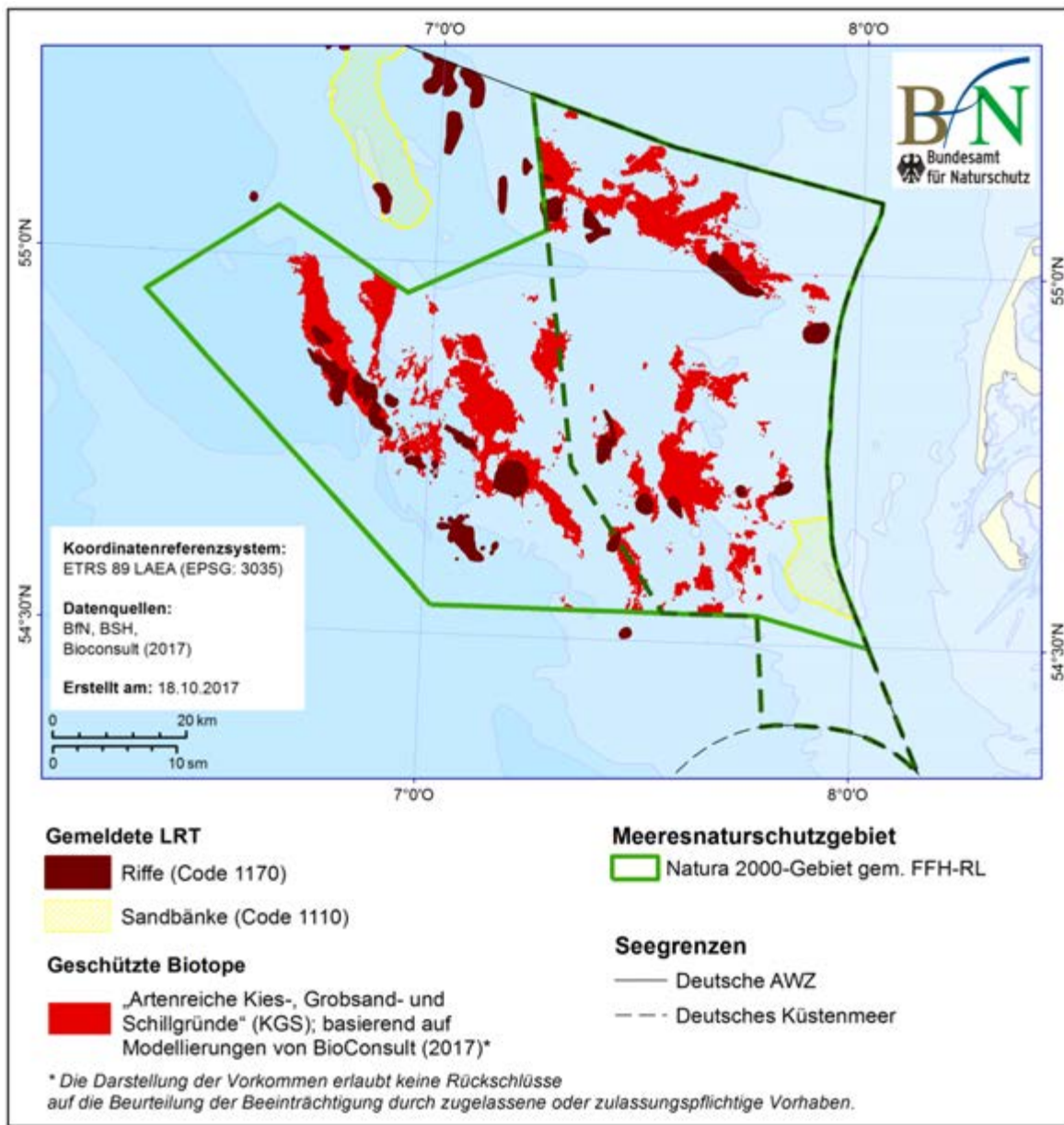


Abb. 7: Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“; Vorkommen des nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGSyIV geschützten Biototyps „KGS“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, basierend auf geostatistischer Modellierung nach BioConsult (2017).

Datengrundlagen

Die Bewertung der **FFH-LRT** erfolgte primär auf Grundlage der für den nationalen FFH-Bericht 2013 zusammengetragenen Daten und Bewertungsgrundlagen sowie auf den Ergebnissen des nachfolgenden FFH-Benthosmonitorings, das nach international standardisierten Methoden (Darr et al. 2012, 2013) in den LRT u. a. der Nordsee (ab 2011) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz durchgeführt wird.²⁸ Die schiffsgestützten Untersuchungen umfassen Probennahmen mit van Veen-Greifern (0,1 m²) und Dredge sowie neben einem Sedimenthol auch die bildliche Erfassung des Meeresgrunds mittels Video.

²⁸ Bewertungsmethoden basierend auf LANA (2001), s. auch BfN (2017).

In der Nordsee werden die in den NSG „Doggerbank“, „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und „Borkum Riffgrund“ gelegenen Sandbänke und Riffe und damit die benthischen Gemeinschaften der Lebensraumtypen und Biotope abwechselnd im Turnus von drei Jahren (zweimaligen pro Berichtszeitraum) beprobt. Das Monitoring der beiden FFH-LRT begann 2011 mit deren Basisaufnahme im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, 2014 gefolgt von der zweiten Aufnahme der dortigen FFH-LRT „Riffe“ und „Sandbänke“. Die FFH-LRT der Doggerbank wurden 2013 und die des Borkum Riffgrundes 2012 zum ersten Mal im Auftrag des BfN untersucht (AWI & IOW unveröff.). Die Monitoring-Daten aus diesen beiden Schutzgebieten flossen noch nicht in den nationalen FFH-Bericht von 2013 ein. Somit basiert die Bewertung der FFH-LRT im Schutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ auf der nationalen Monitoringdatenbank von 2013 unter Einbeziehung der Ergebnisse des nachfolgenden Monitorings. Für die Schutzgebiete „Doggerbank“ und „Borkum Riffgrund“ wurden Ergebnisse aus den oben genannten Untersuchungsjahren des FFH-Monitorings entsprechend der Vorgaben aus Darr et al. (2013) aufbereitet und für die Bewertung herangezogen.

Für die FFH-LRT in der deutschen AWZ liegen damit Bewertungen aller gemeldeten Einzelvorkommen vor, die Bestandteil der Monitoring-Stichprobe waren. Die vorliegenden Bewertungen der Einzelflächen wurden in diesen Fällen im Hinblick auf das Kriterium „Vollständigkeit des Arteninventars“ überprüft sowie nach der in BfN (2017, Kap. 4.2 Kasten 1) beschriebenen Regel auf Gebietsebene aggregiert.

Für die nach **§ 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen** innerhalb der FFH-Schutzgebiete wurden die bislang vorhandenen Sediment- und Benthosdaten aus der im Zuge der Biotopkartierung erstellten Datenbank (im Folgenden Benthosdatenbank) genutzt (vgl. Bildstein et al. 2014). Verwendet wurden Greiferdaten (van Veen 0,1 m²), die zwischen 2000 und 2014 im Rahmen von Vorhabensplanungen, des FFH-Monitorings, der Biotopkartierung und weiteren BfN-Vorhaben gewonnen wurden. Die Datenbank befindet sich im Aufbau und wird regelmäßig durch neue Daten ergänzt.

Aktuell umfasst die Datenbank insgesamt 1681 Stationsdatensätze aus der deutschen AWZ (Stand 10/2017), davon wurden 830 Stationen für die kleinmaßstäbige Modellierung von KGS-Biotopen in den Schutzgebieten Borkum-Riffgrund und Sylter Außenriff verwendet. Ergänzend dazu wurde vom BSH ein umfassender Sediment-Datensatz für den Bereich der deutschen AWZ der Nordsee zur Verfügung gestellt. Dieser umfasst insgesamt 8090 Stationen. Diese Daten wurden mit den in der Benthosdatenbank vorliegenden Sedimentdaten zusammengeführt. Für die Schutzgebiete „Borkum-Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ konnte so auf insgesamt 4247 Stationen mit einer Angabe zum Kies- und Grobsandanteil (≥50 oder <50%) zurückgegriffen werden.

Die Modellierung der KGS-Biotope erfolgte mit dem Prädiktionsalgorithmus „Random Forest“ und verwendet Flächendaten von Schönrock (2016) in einer Auflösung von 230 m x 230 m als Prädiktoren.

3.1.1 FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“

3.1.1.1 Definition

„Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (im Folgenden als LRT „Sandbänke“ bezeichnet) sind Erhebungen des Meeresgrundes im Sublitoral, die bis dicht unter die Meeresoberfläche reichen können, aber bei Niedrigwasser nicht frei fallen. Der höchste Punkt der Sandbank liegt i. d. R. nicht tiefer als 20 m unter der Wasseroberfläche. Sandbänke bestehen in erster Linie aus sandigen Sedimenten, in der gröbere (bis hin zu Steinblöcken) und feinere Korngrößen (bis zu Schlick) eingeschlossen sein können. Sandbänke sind vegetationsfrei oder haben eine spärliche Makrophytenvegetation (z. B. aus Algen und Seegräsern) (Europäische Kommission 2013).

3.1.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Der Lebensraumtyp kommt europaweit in allen flachen Meeresgebieten küstennah bis in die offene See vor.²⁹ Im Rahmen der Meldung der Natura 2000-Gebiete an die EU-KOM wurden 2004 vier Vorkommen des LRT „Sandbänke“ in der deutschen AWZ der Nordsee kartiert (BfN 2004, Nordheim et al. 2006, Abb. 5). Seitdem wurden durch die derzeit noch nicht abgeschlossene flächenhafte Biotopkartierung der AWZ der deutschen Nordsee keine weiteren Vorkommen entdeckt (Stand Mai 2017). Dabei sind die AWZ-Schutzgebiete der Nordsee weitgehend kartiert und deshalb der Nachweis weiterer Vorkommen des LRT „Sandbänke“ in diesen Gebieten nahezu ausgeschlossen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Verbreitung im Gebiet: Der LRT „Sandbänke“ kommt auf ca. 83 % (ca. 519 km²) der Schutzgebietsfläche in verschiedenen Ausprägungen vor (Abb. 6).

Standorteigenschaften: Die Sandbank im NSG „Borkum Riffgrund“ liegt in Wassertiefen von 18–33 m. Neben den dominierenden Mittelsanden treten insbesondere im Zentralbereich des Schutzgebietes auch Grobsande, Kiese und stellenweise Steine auf (vgl. Standarddatenbogen, Stand 08/2011; Abb. 5). Bereiche mit Vorkommen des LRT „Riffe“ werden separat zu den Vorkommen des LRT „Sandbänke“ geführt und deswegen die Vorkommensflächen aus den Vorkommen des LRT „Sandbänke“ herausgeschnitten (s. Kap. 3.1.2). Bereiche mit Grobsanden und Kiesen sind hier integraler Bestandteil des LRT „Sandbänke“, können aber gleichzeitig dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zugeordnet werden (s. Kap. 3.1.3), sofern sie Bedingungen der Kartieranleitung (BfN 2011a) erfüllen. Die Mittel- bis Grobsande gehen zu den Randbereichen der Sandbank allmählich in Feinsande über. Insgesamt lassen die oben beschriebenen Strukturen komplexe und z. T. eng verzahnte, kleinräumig wechselnde Habitat- und Substratstrukturen entstehen, die prägend sind für die hier vorkommenden charakteristischen und artenreichen benthischen Gemeinschaften.

Lebensgemeinschaften: Die Sandbank des NSG „Borkum Riffgrund“ wird von Lebensgemeinschaften der Sandböden besiedelt, die sich aufgrund der v. a. im Zentralbereich

²⁹ Quelle: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats/10003>; 15.05.2017

gröberen Sande in ihrer Besiedlungsstruktur und ökologischen Funktionen deutlich von den umliegenden tieferen Gebieten mit Feinsand und schlickigem Feinsand unterscheiden.

Nach derzeitigem Wissensstand setzt sich das Makrozoobenthos des LRT „Sandbänke“ im Gebiet aus über hundert Arten zusammen. Dabei handelt es sich hauptsächlich um vielborstige Ringelwürmer, Weichtiere und Krebstiere. Diese Gruppen der Infauna stellen die für den LRT „Sandbänke“ typischen Benthosgemeinschaften der Grobsande (*Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft (Knäuelwurm-Trogmuschel)) und Feinsande (*Tellina-fabula*-Gemeinschaft (Gerippte Tellmuschel)) dar. Zu den charakteristischen Arten des LRT „Sandbänke“ zählen nach Darr et al. (2014) u. a. *Aonides paucibranchiata*, *Ophelia limacina*, *Goniadella bobretzkii*, *Pisone remota*, *Glycera lapidum*, *Thia scutellata* und verschiedene *Spio*-Arten (siehe Tab. 5). Im Schutzgebiet werden 29 Makrozoobenthosarten als charakteristisch für den LRT „Sandbänke“ geführt. Darüber hinaus zeichnet bzw. zeichnete sich die Sandbank durch wichtige Arten wie den strukturbildenden Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*) oder die historische Europäische Auster (*Ostrea edulis*, vgl. Gercken & Schmidt 2014) als stetige Begleitart aus. Unsicher ist derzeit noch, ob die Europäische Auster auch als charakteristische Art des LRT „Sandbänke“ einzustufen ist.

Zu den für den LRT „Sandbänke“ als lebensraumtypisch eingestuften Fischarten (vgl. Tab. 5) zählen die Sandaale (Kleiner Sandaal, Tobiasfisch, Großer Sandaal), die den LRT „Sandbänke“ als Aufenthalts-, Überwinterungs- und Laichgebiet nutzen und in den für den LRT „Sandbänke“ typischen mittelsandigen Sedimenten am häufigsten vorkommen. Sandaale verbringen die Nächte und den größten Teil des Winterhalbjahrs eingegraben im Sand. Am Tage verlassen sie ihre Verstecke und schließen sich zu großen Schwärmen zusammen (Winslade 1974, Muus & Nielsen 1999). Zur Laichzeit klebt das Weibchen bis zu 35 000 Eier (Großer Sandaal) an Sandkörner an, aus denen nach 3 Wochen die Larven schlüpfen. Darüber hinaus wird die Viperqueise als lebensraumtypisch eingestuft, da sie im LRT „Sandbänke“ ihren bevorzugten Lebensraum und ihre Nahrung findet. Die Viperqueise lebt auf lockerem Sand, in dem sie sich tagsüber fast vollständig eingräbt (Henderson 2014). Ihre Nahrung setzt sich vor allem aus Sandbank typischen Arten wie Garnelen, Würmern, Grundeln und Sandaalen zusammen (Henderson, 2014, Muus & Nielsen, 1999).

Tab. 5: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Sandbänke.

x: Nachweis im Gebiet vorhanden

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname (soweit vorhanden)	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außen- riff – Östliche Deutsche Bucht“	Schutz- und Gefähr- dungs- status ³⁰
Aktuell nachgewiesene charakteristische Arten des Makrozoobenthos (nach Darr et al. 2014)					
<i>Abra prismatica</i>	-		x		
<i>Acrocrida brachiata</i>	-		x		
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	-		x		
<i>Aonides paucibranchiata</i>	-	x		x	
<i>Argissa hamatipes</i>	-		x		
<i>Bathyporeia elegans</i>	-	x	x	x	
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	-		x		
<i>Bathyporeia nana</i>	-		x		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	-		x		
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	-		x		
<i>Cerianthus lloydii</i>	Nordsee-Zylinderrose		x		
<i>Chaetozone</i> sp. F group	-		x		
<i>Dosinia lupinus</i>	Helle Artemis		x		
<i>Echinocyamus pusillus</i>	Zwergseeigel	x	x	x	
<i>Echiurus echiurus</i>	Igelwurm		x		2
<i>Edwardsiidae</i> spp.	-		x		
<i>Eudorellopsis deformis</i>	-		x		
<i>Fabulina (Tellina) fabula</i>	Bohnen-Plattmuschel		x		
<i>Gari fervensis</i>	Sandmuschel		x		
<i>Glycera lapidum</i>	-	x		x	
<i>Goniadella bobretzkii</i>	Knäuelwurm	x		x	
<i>Goodallia triangularis</i>	Sanddorn-Astarte	x		x	3
<i>Harpinia antennaria</i>	-		x		
<i>Hermania (Philine) scabra</i>	-		x		
<i>Liocarcinus holsatus</i>	Schwimmkrabbe	x		x	
<i>Magelona mirabilis</i>	-	x		x	
<i>Magelona johnstoni</i>	-		x		
<i>Megaluropus agilis</i>	-		x		
<i>Myriochele oculata</i>	-		x		
<i>Nephtys assimilis</i>	-		x		
<i>Nephtys caeca</i>	Blindwurm	x		x	
<i>Nephtys longosetosa</i>	-	x		x	
<i>Ophelia limacina</i>	-	x	x	x	

³⁰ Dargestellt ist der Gefährdungsstatus der Art in den deutschen (nur Kategorien 0, 1, 2 oder 3) oder regionalen Roten Listen. Folgende Quellen wurden verwendet: Rachor et al. (2013) für das Makrozoobenthos, Thiel et al. (2013) für Fische. Bei der Einstufung des regionalen Schutzstatus wurde die OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats (Reference Number: 2008-6) berücksichtigt.

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artnamen (soweit vorhanden)	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außen- riff – Östliche Deutsche Bucht“	Schutz- und Gefähr- dungs- status ³⁰
<i>Ophiura albida</i>	Gemeiner Schlangens- stern	x		x	
<i>Ophiura ophiura</i>	Schlangensstern	x		x	
<i>Orbinia setulata</i>	-	x		x	
<i>Perioculodes longimanus</i>	-		x		
<i>Pisione remota</i>	-	x		x	
<i>Phyllodoce rosea</i>	-		x		
<i>Scolelepis bonnierii</i>	-	x		x	
<i>Sigalion mathildae</i>	-		x		3
<i>Siphonoectes kroyeranus</i>	-		x		
<i>Spio filicornis</i>	-	x		x	
<i>Spio gonioccephala</i>	-	x		x	
<i>Spiophanes bombyx</i>	Sandröhrenwurm	x		x	
<i>Spisula solida</i>	Feste Trogmuschel	x		x	
<i>Thracia phaseolina</i> syn. <i>T. papyracea</i>	-	x	x	x	
<i>Urothoe poseidonis</i>	-	x	x	x	
<i>Westwoodilla caecula</i>	-		x		
Weitere Makrozoobenthosarten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung³¹					
Gefährdete Arten³²					
<i>Arctica islandica</i>	Islandmuschel		x	x	Rote Liste 3, OSPAR ge- schützte Art
<i>Echiurus echiurus</i>	Igelwurm		x		2
<i>Ensis ensis</i>	Schwertförmige Messerscheide	x	x	x	2
<i>Ensis magnus</i>	Gr. Messerscheide	x	x	x	3
<i>Goodallia triangularis</i>	Sanddorn-Astarte	x		x	3
<i>Halcapa duodecimcirrata</i>	-		x		1
<i>Mya truncata</i>	-			x	2
<i>Pagurus pubescens</i>	Haariger Einsiedler		x		2
<i>Sigalion mathildae</i>	-		x		3
<i>Spatangus purpureus</i>	Violetter Herzigel		x	x	1
<i>Spisula elliptica</i>	Elliptische Trogmuschel	x	x	x	2

³¹ Die weiteren Makrozoobenthosarten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sowie die lebensraumtypischen Fischarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das im Anhang 3 von BfN (2017) beschrieben ist. Weitere Erläuterungen siehe Glossar.

³² Die gebiets- und LRT-spezifisch festgelegten Arten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung werden bei der Bewertung des Kriteriums „Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“ als Zusatzkriterium mit berücksichtigt, sofern sie nicht zu den charakteristischen Arten des jeweiligen LRT Vorkommens gem. Darr et al. (2014) zählen.

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artname (soweit vorhanden)	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außen- riff – Östliche Deutsche Bucht“	Schutz- und Gefähr- dungs- status ³⁰
Historische Arten					
<i>Spatangus purpureus</i>	Violetter Herzigel	x			1
<i>Modiolus modiolus</i>	Pferdemuschel		x	x?	2
<i>Ostrea edulis</i>	Europäische Auster	x			1
Wichtige Strukturbildner					
<i>Lanice conchilega</i>	Bäumchenröhrenwurm	x	x	x	
Lebensraumtypische Fischarten ^{33 34}					
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer Sandaal	x	x	x	
<i>Ammodytes marinus</i>	Kleiner Sandaal	x	x	x	
<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch	x		x	
<i>Echiichthys vipera</i>	Viperqueise	x	x		
Lebensraumtypische Seevogelarten ³⁴					
<i>Melanitta nigra</i>	Trauerente			x	

NSG „Doggerbank“

Verbreitung im Gebiet: Mit einer Gesamtfläche von 1.624 km² nimmt der LRT „Sandbänke“ fast die gesamte Fläche des Schutzgebietes ein (Abb. 5). Als Relikt einer eiszeitlichen Moräne erstreckt sich die Sandbank über 320 km Länge über die Grenzen des Schutzgebietes hinaus vom Festlandsockel des Vereinigten Königreiches bis zur dänischen AWZ.

Standorteigenschaften: Die Sandbank besteht aus überwiegend schillreichen Feinsanden und ist repräsentativ für das offene küstenferne Sublitoral. Oberhalb der 30 m Tiefenlinie liegt der Feinsandanteil über 94 %. Das Schutzgebiet Doggerbank stellt somit ein sedimentologisch relativ homogenes Gebiet dar. Örtlich kommen nach Rachor & Nehmer (2003) jedoch auch Mittelsande und kleinere Steine vor. Am Nord- und Südhang gehen die Sande in Wassertiefen über 40–50 m in schlickige Substrate über. Die Wassertiefen auf der Sandbank variieren zwischen 29 m und 40 m und sind damit flacher als in der Umgebung.

Durch die besondere Lage der Doggerbank in der zentralen Nordsee und das Zusammenreffen unterschiedlicher Wassermassen wirken Strömungsbedingungen, die insbesondere im Bereich des „Tail Ends“ („Entenschnabel“) Wirbelbildungen auslösen können. Diese Wirbel können bis in Bodennähe reichen und dort zu einer erhöhten Primärproduktion führen.

Lebensgemeinschaften: Durch ihre Lage in der zentralen Nordsee stellt die Doggerbank eine biogeographische Scheide dar, mit Dominanz von kälteangepassten Benthosarten im

³³ Fischarten gehen aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht in die Bewertung ein.

³⁴ Die lebensraumtypischen Fisch- und Seevogelarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das in BfN (2017) beschrieben ist.

Norden und wärmebevorzugenden Formen im Süden. Zahlreiche Langzeituntersuchungen (u. a. Wieking & Kröncke 2003, Kröncke 2011, van Moorsel 2011) beschreiben für die gesamte Doggerbank fünf charakteristische Benthosgemeinschaften, deren Verbreitung von den Wassertiefen, den Sedimenten, den Strömungsbedingungen und der Nahrungsvfügbarkeit bestimmt wird. Im Schutzgebiet konnten drei der fünf Gemeinschaften nach Kröncke (2011) identifiziert werden (BioConsult 2016a). Dabei handelt es sich um:

1. die „Bank-Gemeinschaft“ oder *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft mit *Spiophanes bombyx*, *Lanice conchilega*, *Phoronis* spp., *Tellina fabula*, *Bathyporeia elegans* und *Bathyporeia guilliamsoniana* als charakteristische Arten
2. die „Südliche Gemeinschaft“ mit *Lanice conchilega*, *Echinocardium cordatum*, *Spiophanes bombyx*, *Lagis koreni* und *Owenia fusiformis* als charakteristische Arten
3. und die „Nordöstliche Gemeinschaft“ mit *Spiophanes bombyx*, *Echinocardium cordatum*, *Phaxas pellucidus*, Ophiuridae und *Astropecten irregularis* als charakteristische Arten.

Daneben gibt es Hinweise auf eine weitere sog. Übergangsgemeinschaft zwischen der „Nordöstlichen“ und der „Bank-Gemeinschaft“ (BioConsult 2016a). Den größten Anteil der drei Benthosgemeinschaften übernimmt die küstenferne Ausprägung der *Bathyporeia-Tellina*-Gemeinschaft. *Bathyporeia*-Arten gelten als sogenannte Sandlecker, die mit ihren Mundwerkzeugen benthische Diatomeen von Sandkörnern abraspeln. Die Dominanz dieser Arten, die auf die Verfügbarkeit von frischem organischem Material angewiesen sind, reflektiert die hohe benthische Primärproduktion im Gebiet (s. o.).

Bei den gefährdeten Arten im Gebiet handelt es sich vor allem um große und langlebige Mollusken-Arten wie die Islandmuschel (*Arctica islandica*), die Wellhornschncke (*Buccinum undatum*) oder die Schwertförmige Messerscheide (*Ensis ensis*) (Tab. 5).

Zu den für den LRT „Sandbänke“ im NSG „Doggerbank“ als lebensraumtypisch eingestuftten Fischarten zählen der Große und der Kleine Sandaal (*Hyperoplus lanceolatus* und *Ammodytes marinus*) sowie die Viperqueise (*Echiichthys vipera*) (vgl. Tab. 5, Erläuterungen s. NSG „Borkum Riffgrund“).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Verbreitung im Gebiet: Der LRT „Sandbänke“ umfasst ca. 1,6 % (ca. 87 km²) des Bereiches I des Schutzgebiets (5.321 km²).

Standorteigenschaften: Die Amrumbank als einzige Sandbank im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist eine typische Sandbank des nordfriesischen Meeresbereiches. Sie nimmt zwar nur ca. 2,5 % der Fläche des LRT „Sandbänke“ in der deutschen AWZ der Nordsee ein, weist aber aufgrund ihrer Lage und Sedimentologie besondere ökologische Funktionen auf (Abb. 7). Die Sandbank liegt im kontinental geprägten Osten der Deutschen Bucht und wird durch den Zustrom von Elbe und Weser sowie vom Wattenmeer beeinflusst. Durch den Einstrom von Elbe- und Weserwasser und die Mischung mit dem sich entgegen dem Uhrzeigersinn in die Nordsee hineinbewegenden Gezeitenstrom des Nordostatlantiks kommt es zeitweise zur Bildung nahrungsreicher Fronten- und Auftriebsgebiete, die sowohl von küstenfernen aber auch küstennahen Arten zur Nahrungsfindung genutzt werden. Hinsichtlich ihrer Sedimenteigenschaften überwiegen grobsandig-kiesige Bereiche und feinsandige Bereiche. Die ggf. vorhandenen grobsandig-kiesigen Bereiche sind auch als „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ gem. § 30 BNatSchG geschützter Biotoptyp einzustufen, sofern sie die Bedingungen der Kartieranleitung (BfN 2011a) erfüllen (siehe Kap. 3.1.3). Unterwasser-Videoaufnahme über der Sandbank zeigen großräumig deutliche Rippelmarken am Meeresgrund, die auf eine regelmäßige Beeinflussung der Sedimente durch Seegang hindeuten.

Lebensgemeinschaften: An die oben genannten komplexen Habitat- und Substratstrukturen hat sich eine für Sandbänke besonders artenreiche und spezielle Bodenfauna angepasst (vgl. Darr et al. 2012). Die Gemeinschaftsstruktur der Infauna wird v. a. durch die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft charakterisiert, die nach Rachor & Nehmer (2003) auch im Bereich der Amrumbank in zwei unterschiedlichen Ausprägungen vorkommen kann:

1. die Variante der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf Grobsand und Kies mit *Aonides paucibranchiata*, *Ophelia limacina*, *Spio goniocephala*, *Spiophanes bombyx* und *Pisidione remota* als charakteristische Arten (Tab. 5).
2. die Variante auf grobsandigem Mittelsand mit *Goniadella bobretzkii*, *Ophelia limacina*, *Spisula solida*, *Nephtys longosetosa* und *Nephtys caeca* als die charakteristischen Arten. Die beiden *Nephtys*-Arten haben auf der Amrumbank einen Siedlungsschwerpunkt in der deutschen Bucht (Rachor & Nehmer 2003).

Im Nordosten und Westen der Amrumbank ist nach Rachor & Nehmer (2003) die *Tellina-(Fabulina)-fabula*-Gemeinschaft auf Fein- bis Mittelsand zu finden. Dort kommen *Mage-lona mirabilis*, *Scolelepis bonnierii* und *Urothoe poseidonis* als charakteristische Arten vor. In den flacheren Randbereichen der Sandbank bis etwa 15 m Tiefe tritt nach Rachor & Nehmer (2003) zusätzlich die Tiefenvariante der *Macoma-balthica*-Gemeinschaft auf. Die Ergebnisse des aktuellen Monitorings zeigen nicht mehr diese Vielfalt. Nach Darr et al.

(2013) sind die zehn auf der Amrumbank untersuchten Stationen der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft auf grobsandigem Mittelsand zuzuordnen.³⁵

Bei den im LRT „Sandbänke“ vorkommenden gefährdeten Arten handelt es sich - wie im NSG „Doggerbank“ - v. a. um langlebige Mollusken-Arten (z. B. *Arctica islandica*, *Ensis ensis*, *Ensis magnus*).

Historische Vorkommen der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) aus dem Bereich der Amrumbank sind nicht bekannt (Gercken & Schmidt 2014).

Zu den für den LRT „Sandbänke“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als lebensraumtypisch eingestuften Fischarten zählen der Große und der Kleine Sandaal (*Hyperoplus lanceolatus* und *Ammodytes marinus*) sowie der Tobiasfisch (*Ammodytes tobianus*) (vgl. Tab. 5, Erläuterungen s. NSG „Borkum Riffgrund“).

Lebensraumtypischer Seevogel ist die Trauerente (*Melanitta nigra*, s. Kap. 3.5.1).

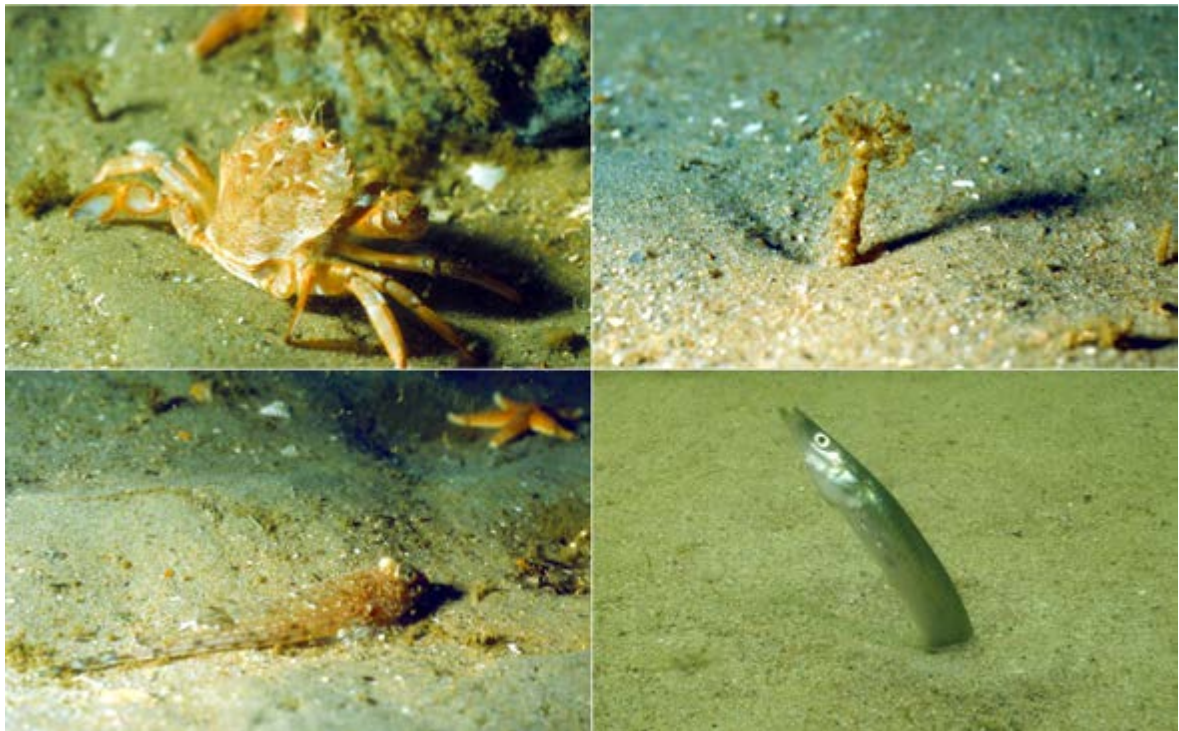


Abb. 8: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Sandbänke“.

oben links Gemeine Schwimmkrabbe (*Liocarcinus holsatus*); oben rechts Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*); unten links Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus*); unten rechts Tobiasfisch (*Ammodytes tobianus*) (Fotos oben rechts/links und unten links: P. Hübner & J. Krause/BfN; Foto unten rechts: U. Lippek)

³⁵ Es ist aber zu beachten, dass durch das Stationsmonitoring kleinräumige Strukturen nicht immer erfasst werden und die zehn Stationen meist im zentralen Bereich der Amrumbank liegen, so dass die Übergänge zu benachbarten Gemeinschaften u. U. nicht erfasst wurden.

3.1.1.3 Ökologische Funktionen

Der LRT „Sandbänke“ umfasst im **NSG „Borkum Riffgrund“** das Schutzgebiet fast vollständig und stellt das mit Abstand größte Vorkommen dieses Lebensraumtyps in den küstennahen Bereichen der deutschen Nordsee dar. Gegenüber dem NSG „Doggerbank“ ist die Fläche der Sandbank im NSG „Borkum Riffgrund“ zwar vergleichsweise klein, dennoch kommt im LRT „Sandbänke“ eine Vielzahl von Lebensgemeinschaften und gefährdeten Arten vor. Die kleinräumige Verzahnung der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ – die in den anderen beiden Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee fehlt – lässt komplexe Habitat- und Substratstrukturen entstehen, die besonders vielfältige und gebietsspezifische Benthosgemeinschaften der Makro- ($> 0,5 \text{ mm}$) und Meiofauna ($> 63 - < 500 \text{ }\mu\text{m}$) beherbergen. Neben den dominierenden Borstenwürmern (rund 50 Arten) nutzen vor allem verschiedene Krebs- und Schneckenarten die vielgestaltigen und z. T. natürlichen Ausprägungen des Lebensraums im Gebiet als Regenerations- und Refugialraum. Darüber hinaus übernimmt die Sandbank eine wesentliche Rolle für die benthische Produktion, deren Abundanz und Biomasse das Nahrungsangebot für verschiedene Seevögel, Meeressäuger und Fische im Gebiet entscheidend bestimmen.

Durch die Lage des Schutzgebietes im Einstrombereich atlantischer Wassermassen aus dem Ärmelkanal, seine küstennahe Lage und das Zusammenwirken von Gezeitenströmungen besitzt die Sandbank im NSG „Borkum Riffgrund“ eine wichtige Funktion als Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung umliegender Sandbänke durch benthische Arten und bodenlebende Fische (z. B. Sandaale) und sie ist ein Trittstein zur Vernetzung benthischer Arten der mittel- bis grobsandigen Lebensräume der deutschen Nordsee.

Das **NSG „Doggerbank“** stellt einen Verbreitungsschwerpunkt des LRT „Sandbänke“ in der deutschen AWZ der Nordsee dar. Es umfasst die flächenmäßig größte Sandbank, die sich darüber hinaus in die angrenzenden Meeresbereiche von Großbritannien, den Niederlanden und Dänemark erstreckt. Auch dort wurde die Sandbank als Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Die besondere Bedeutung der Doggerbank besteht in ihrer Lage im Zentralbereich der Nordsee und in ihrer sich daraus ergebenden ökologischen Funktion als biogeographische Scheide. Die biologische Vielfalt auf der Doggerbank ist höher als auf umliegenden Sandbänken und zeichnet sich durch eine an die Hydrodynamik angepasste benthische Fauna aus, die durch den Schutz anderer Sandbänke in der deutschen Nordsee nicht entsprechend erhalten werden kann. Durch die besondere Zirkulation (z. B. Wirbelbildung) und die relativ geringe Wassertiefe der Doggerbank werden Nährstoffe im lokalen System gehalten bzw. Verluste schnell regeneriert, so dass eine hohe biologische Vorort-Produktion gewährleistet ist. Dadurch finden Benthosorganismen und Fischpopulationen gute Wachstumsbedingungen und damit andere Sekundärkonsumenten wie Seevögel, Schweinswale und Robben gute Lebensbedingungen vor.

Die Amrumbank im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** ist die einzige typische Sandbank des nordfriesischen Meeresbereiches in der Schutzgebietskulisse der deutschen AWZ. Sie nimmt zwar nur ca. 2,5 % der nachgewiesenen Fläche dieses Lebensraumtyps in der deutschen AWZ der Nordsee ein, weist aber durch ein Mosaik verschiedener Sedimenttypen eine außerordentlich hohe Standort- und Artenvielfalt auf.

Auf den wechselnden grobsandigen bis kiesigen und feinsandigen Bereichen haben sich verschiedene typische benthische Lebensgemeinschaften etabliert. Durch ihre Lage in der Deutschen Bucht dient die Sandbank der Vernetzung von Sandbank-Gemeinschaften in die südöstliche Nordsee, der nordwestlichen deutschen Küstengewässer und dem Wattenmeer und leistet für den Erhalt des LRT „Sandbänke“ auf biogeographischer Ebene einen wichtigen Beitrag.

3.1.1.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“

Wie im Abschnitt „**ökologische Funktionen**“ (Kap. 3.1.1.3) dargestellt, unterstreicht das Vorkommen einer Vielzahl von benthischen Lebensgemeinschaften und gefährdeten Arten die herausragende ökologische Bedeutung des Gebiets für den Schutz des LRT „Sandbänke“. Eine vergleichbare kleinräumige und komplexe Verzahnung zwischen der Sandbank und Riffen (Kap. 3.1.2) sowie Flächen mit gröberen Sedimenten, die bei entsprechender Ausprägung dem Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zugerechnet werden (Kap. 3.1.3), ist in keinem der übrigen Natura 2000-Gebiete zu finden. Weiter unterstreicht die Verbindungs- und Trittsteinfunktion des Gebietes zwischen küstenfernen und küstennahen Sandbänken die herausragende Bedeutung des Gebietes für die Erreichung des günstigen Erhaltungszustands des LRT „Sandbänke“ auf biogeographischer Ebene. Aufgrund der weniger intensiven fischereilichen Nutzung (vgl. Kap. 4.2) sind die Strukturen und Funktionen des LRT „Sandbänke“ im NSG „Borkum Riffgrund“ gegenüber den Sandbänken der beiden anderen NSG („Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“) in der deutschen AWZ der Nordsee verhältnismäßig wenig beeinträchtigt, eine Wiederherstellung ist daher leichter möglich.

Daraus ergibt sich in der Gesamtschau aller o. g. Aspekte eine besonders hohe Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRT „Sandbänke“ und somit ein Soll-Zustand (A).

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzzielen verankert. So soll nach § 3 Abs. 4 Nr. 2 NSGBRgV im gesamten Schutzgebiet die natürliche Qualität der Lebensräume mit weitgehend natürlicher Verbreitung, Bestandsdichte und Dynamik der Populationen der charakteristischen Arten und der natürlichen Ausprägung ihrer Lebensgemeinschaften erhalten bzw. wiederhergestellt werden. Ferner wird die Erhaltung der Funktion als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch die benthischen Arten und Lebensgemeinschaften als Schutzziel genannt, das angesichts der günstigen Lage³⁶ des NSG „Borkum Riffgrund“ für Sandbänke einen wichtigen Aspekt darstellt. Die in § 3 Abs. 4 Nr. 5 NSGBRgV geforderte Erhaltung der vielgestaltigen Substrat- und Habitatstrukturen mit ihrer engen mosaikartigen Verzahnung von Sandboden- und Riffgemeinschaften ist für den Erhalt der hohen Artenvielfalt im Gebiet entscheidend.

³⁶ Nahe der Küste und der dortigen Schutzgebiete sowie Lage im Zirkulationssystem der Nordsee, die einen (Arten)Austausch mit anderen Schutzgebieten begünstigt.

NSG „Doggerbank“

Die besonders großflächige Ausprägung des Lebensraumtyps und die nachgewiesene Funktion als biogeographische Scheide zwischen der nördlichen und südlichen Nordsee unterstreicht die besondere überregionale Bedeutung des Gebietes. Durch die hohe biologische Produktivität des Gebietes, sogar bis in Bodennähe, hat sich eine spezifische benthische Fauna (Sandlecker-Gemeinschaft) entwickelt, die durch den Schutz anderer Sandbänke in der deutschen Nordsee nicht entsprechend erhalten werden kann. **Daraus ergibt sich in der Gesamtbetrachtung eine hohe Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRT „Sandbänke“ – der Soll-Zustand wird mit (B) eingestuft.**

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Bei der Vorstellung der „ökologischen Funktionen“ (vgl. Kap. 3.1.1.3) wurde bereits die hohe Artenvielfalt des LRT und seine starke Verzahnung mit benthischen Lebensgemeinschaften der Grob- und Mittelsandbereiche hervorgehoben. Mit seiner Lage im Osten der Deutschen Bucht ermöglicht das Gebiet einen Austausch der benthischen Arten zwischen den nordwestlichen deutschen Küstengewässern sowie der AWZ Dänemarks. Insgesamt ist es allerdings nur ein relativ kleinflächiges Vorkommen. **Bereich I im Komplexgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ hat somit eine hohe Bedeutung für den Erhalt des LRT „Sandbänke“. Der Soll-Zustand wird mit (B) festgelegt.**

3.1.1.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Borkum Riffgrund“

Für die Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Sandbänke“ im NSG „Borkum Riffgrund“ wurden vorliegende Teilergebnisse der noch nicht öffentlich vorliegenden Bewertung gemäß Art. 17 FFH-RL verwendet (AWI & IOW unveröff.). Diese werden auch für den nächsten Bericht gemäß Art. 17 FFH-RL verwendet. Die Bewertung basiert auf Daten von 10 repräsentativen Stationen, die 2012 beprobt wurden. Da zur Bewertung der Habitatstrukturen für den LRT „Sandbänke“ des Borkum Riffgrundes derzeit keine geeigneten Bewertungsmaßstäbe³⁷ vorliegen, erfolgte die Bewertung des Ist-Zustands ausschließlich anhand der „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars**“ (C) (= charakteristische Arten) und der „**Beeinträchtigungen**“ (C) (BfN 2017).³⁸ Als Beeinträchtigungen wurden im Berichtszeitraum eine Kabelverlegung und Fischereiaktivitäten festgestellt. Obwohl die Fischereiintensität im NSG „Borkum Riffgrund“ geringer als in den anderen Schutzgebieten ist, wurden die Beeinträchtigungen durch die Fischerei in diesem Gebiet mit (C) eingestuft, da auch bei einer geringen Fischereibelastung bereits

³⁷ Zur Bewertung der „Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“ sind nach der in Darr et al. (2012) beschriebenen Methodik zur Bewertung des Unterkriteriums Sedimentzusammensetzung Referenzwerte des organischen Gehalts erforderlich, die nur für die Amrumbank vorliegen und wahrscheinlich für den Borkum Riffgrund und die Doggerbank auch in Zukunft nicht vorliegen werden.

³⁸ Ein Großteil der nach Darr et al. (2014) charakteristischen Arten der lebensraumtypischen Benthos-Gemeinschaften waren 2012 nur punktuell oder gar nicht präsent, so dass das Ziel des vollständigen Arteninventars nicht erreicht wurde.

deutliche Auswirkungen auf die Benthoszönose auftreten (vgl. Schröder et al. 2008). Der Teilparameter „Beeinträchtigungen“ wird daher insgesamt mit (C) bewertet (vgl. BfN 2017).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der beiden Kriterien (C-C) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (C)** (BfN 2017). Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt für das NSG „Borkum Riffgrund“ ein **starkes Defizit (-2)**.

NSG „Doggerbank“

Für die Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Sandbänke“ im NSG „Doggerbank“ wurden die Ergebnisse der noch nicht öffentlich vorliegenden Bewertung gemäß Art. 17 FFH-RL verwendet (AWI & IOW unveröff.). Diese Bewertung basiert auf Daten von 15 repräsentativen Stationen, die 2013 beprobt wurden. Da zur Bewertung der Habitatstrukturen für den LRT „Sandbänke“ der Doggerbank derzeit keine geeigneten Bewertungsmaßstäbe³⁷ vorliegen, erfolgte die Bewertung des Ist-Zustands ausschließlich anhand der **„Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“ (C)** (= charakteristische Arten) und der **„Beeinträchtigungen“ (C)** (BfN 2017). Die für den LRT „Sandbänke“ auf der Doggerbank charakteristischen Arten waren nur lokal vollständig präsent, in weiten Bereichen fehlten 25-50% des lebensraumtypischen Arteninventars. Die Bewertung der menschlichen Beeinträchtigungen basiert v. a. auf dem hohen Nutzungsdruck durch die grundberührende Berufsfischerei (Kap. 4.2.1). Die schweren Schleppgeschirre schädigen Strukturen und Funktionen der Sandbank nachhaltig, der Großteil der benthischen Organismen wird massiv geschädigt oder getötet (Kap. 6.4).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der beiden Kriterien (C-C) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (C)** (BfN 2017). Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt für das NSG „Doggerbank“ ein derzeit **ein mittleres Defizit (-1)**.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Für die Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Sandbänke“ im Bereich der Amrumbank wurde die FFH-Bewertung des Berichtszeitraumes 2007–2012 zugrunde gelegt (Darr et al. 2012). Deutliche Änderungen in der Zusammensetzung der LRT-typischen Gemeinschaften wurden im nachfolgenden Monitoring nicht dokumentiert (IOW & AWI 2015). Die Bewertung von 2012 basiert auf Daten aus neun repräsentativen Stationen. Das Vorkommen von gefährdeten oder historischen Makrozoobenthosarten wird bei der Bewertung des lebensraumtypischen Arteninventars ergänzend berücksichtigt (vgl. Tab. 5).

Insgesamt wird der aktuelle Erhaltungsgrad der Amrumbank mit C bewertet. Für das Kriterium **„Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** zeigen die Ergebnisse an allen neun Stationen eine weitestgehend natürliche und unveränderte Sedimentzusammensetzung (Glühverlust) und Morphologie. Folglich wurde dieses Kriterium mit **(A)** (hervorragende Ausprägung) bewertet.

Die „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars**“ ist wegen einer geringen Gesamtartenzahl (nur 16 charakteristische Benthosarten nachgewiesen) nur als fragmentarisch einzustufen und wird folglich mit **(C)** (in Teilen vorhanden „mittel bis schlecht“) bewertet. Darüber hinaus weisen einzelne Stationen Arten auf, die Störungen anzeigen.

Das Vorkommen von lebensraumtypischen Seevogelarten im LRT „Sandbänke“ wird mit **(A)** bewertet. Aufgrund des Fehlens wesentlicher Elemente des benthischen Arteninventars kann nach Zusammenführung der entscheidenden Unterkriterien (vgl. BfN 2017) aber insgesamt das Kriterium „**lebensraumtypisches Arteninventar**“ nur mit **(C)** eingestuft werden.

Von menschlichen Nutzungen wird die Amrumbank v. a. durch die Berufsfischerei beeinträchtigt, dabei insbesondere durch die grundberührenden Fischereien mit kleinen Baumkurren und Grundschleppnetzen (Kap. 4.2.1). Die schweren Schleppgeschirre schädigen Strukturen und Funktionen der Sandbank nachhaltig, der Großteil der benthischen Organismen wird massiv geschädigt oder getötet (Kap. 6.4). Für das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ wird daher der Wert **(C)** vergeben.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (A-C-C) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (C)** (BfN 2017). Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt für den Bereich I ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.1.2 FFH-Lebensraumtyp „Riffe“

3.1.2.1 Definition

Riffe sind „*vom Meeresboden schwach bis stark aufragende kompakte Hartsubstrate des Eu- und Sublitorals, häufig von Muscheln und in flacherem Wasser von Großalgen bewachsen*“ (Europäische Kommission 2013). Sie können geogenen oder biogenen Ursprungs sein. Geogene Riffe setzen sich aus Felsen, Geschiebe, Blöcke, Mergel- und Kreideschollen ab einer Korngröße von 64 mm zusammen, können aber auch Flächen mit anderen Sedimenten umfassen. Zu den biogenen Riffen zählen Miesmuschelbänke, Bänke der europäischen Auster und Sabellaria-Riffe.³⁹

3.1.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Nordsee liegen schützenswerte Riffe vor allem innerhalb des Schutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Abb. 5). Im Schutzgebiet „Borkum Riffgrund“ kommen ebenfalls Riffe vor. Außerhalb der Schutzgebiete sind Riffe

³⁹ Die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*), die sich seit ca. 15 Jahren im Wattenmeer etabliert hat, ist ebenfalls in der Lage, riffartige Strukturen auszubilden. Der Besiedlungsschwerpunkt liegt jedoch im Eulitoral, Nachweise aus der AWZ sind nicht bekannt. Entsprechend der Vollzugshinweise für Niedersachsen (NLWKN 2011) und der Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen (Krause et al. 2008) ist eine Meldung dieser Vorkommen an die EU nicht vorgesehen.

im Bereich des Helgoländer Festsockels und nordwestlich des Schutzgebietes „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu finden.

NSG „Borkum Riffgrund“

Verbreitung im Gebiet: Der v. a. im zentralen Bereich des NSG „Borkum Riffgrund“ vorkommende LRT „Riffe“ hat eine Gesamtfläche von 22 km² und somit einen Flächenanteil von ca. 3,5 % am NSG. Er umfasst knapp 10 % der dem LRT „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee zugerechneten Flächen (vgl. BfN 2004, Abb. 5).⁴⁰

Standorteigenschaften: Der LRT „Riffe“ besteht im NSG „Borkum Riffgrund“ aus Steinfeldern, in denen einzelne größere Steine bis mehrere zehn Meter voneinander entfernt liegen. Zwischen den Steinfeldern kommen Grobsande und Kiese vor, die z. T. als Biotope des nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ eingestuft sind. Alle Riffvorkommen sind in Teilflächen des LRT „Sandbänke“ eingelagert und sind durch die kleinräumigen, mosaikartigen Habitat- und Substratstrukturen eng mit diesem verzahnt.

Die Europäische Auster (*Ostrea edulis*) als Strukturbildner war bis in die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts in der deutschen Nordsee und auch im heutigen NSG „Borkum Riffgrund“ weit verbreitet (Berghahn & Ruth 2005, Gercken & Schmidt 2014). Heute ist die Europäische Auster in der Roten Liste (Rachor et al. 2013) als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft, aktuelle Nachweise aus der deutschen AWZ der Nordsee liegen nicht vor.

Lebensgemeinschaften: Die Riffe im NSG „Borkum Riffgrund“ sind von Lebensgemeinschaften der Hartsubstrate besiedelt. Zu ihrer Charakterisierung werden üblicherweise für Hartsubstrate typische Epifauna-Gemeinschaften herangezogen (Narberhaus et al. 2012), die sich aus einer sessilen Primär- und einer meist vagilen Sekundärfauna zusammensetzen. Nach derzeitigem Wissensstand sind für das Makrozoobenthos des Lebensraumtyps im Gebiet zwischen 100 und 137 Arten zu erwarten (Coolen et al. 2015), darunter die für Riffe typischen Seenelken, Seescheiden, Moostierchen, Schwämme, vielborstige Ringelwürmer und Krebse (Abb. 9). Zu den charakteristischen Makrozoobenthosarten der Riffbereiche zählen u. a. Tote Mannshand (*Alcyonium digitatum*), Zypressenmoos (*Sertularia cupressina*), Zottige Seerinde (*Electra pilosa*), Blätter-Moostierchen (*Flustra foliacea*), Europäische Auster (*Ostrea edulis*), Taschenkrebs (*Cancer pagurus*) und Essbarer Seeigel (*Echinus esculentus*) (Tab. 6). Die Tote Mannshand und die Europäische Auster sind dabei zugleich auch gefährdete Arten des LRT „Riffe“ im NSG. Zu den häufigen Fischarten der Riffbereiche gehören u. a. Klippenbarsch (*Ctenolabrus rupestris*), Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*), Limande (*Microstomus kitt*), Fünfbärteliger Seequappe (*Ciliata mustela*) und Kabeljau (*Gadus morhua*).

Zu den lebensraumtypischen Fischarten zählen Kabeljau, Klippenbarsch, Großer Scheibenbauch und Seeskorpion (Tab. 6).

Beim Kabeljau sind es neben den adulten Tieren die Jungfische, die typisch für den LRT

⁴⁰ Aufgrund der bisher noch nicht flächendeckenden Erfassung des Bereiches ist von weiteren Vorkommen des Lebensraumtyps auszugehen.

„Riffe“ sind. Untersuchungen haben gezeigt, dass die jungen Kabeljaue bevorzugt in komplexen Biotopen wie Steinen oder Felsen leben, da diese Versteckmöglichkeiten zum Schutz vor Raubfeinden bieten (Gotceitas & Brown 1992, Gregory et al. 1997). Der LRT „Riffe“ wird somit von den Jungfischen als Aufwuchsgebiet genutzt.

Klippenbarsche leben im Bereich von Felsen, Steinblöcken, Tang- und Seegraswiesen in Tiefen von bis zu 20 m, ältere Tiere auch bis zu 50 m (Vilcinskas 2000). Neben Weichtieren und Krebsen ernährt sich diese Art vor allem von Moostierchen (Sayer et al. 1995, Vilcinskas, 2000). Da Moostierchen auf die Verfügbarkeit von Hartsubstrat angewiesen sind, treten sie und damit auch Klippenbarsche v. a. im LRT „Riffe“ auf.

Zur Biologie und Lebensweise des Großen Scheibenbauches liegen nur wenige Informationen vor. Nach Beobachtungen aus den britischen Gewässern legt das Weibchen seine Eier bevorzugt zwischen Hydrozoa ab (Henderson 2014). Hydrozoa sind aufgrund ihres Hartsubstratanspruches vor allem im LRT „Riffe“ zu finden, so dass für den LRT von einer Funktion als Laichhabitat für den Großen Scheibenbauch auszugehen ist.

Der besonders standorttreue Seeskorpion nutzt den LRT „Riffe“ als Laichhabitat (Muus & Nielsen 1999). Zur Laichzeit (Dezember bis März) sucht das Weibchen Bereiche von Hartsubstraten auf und legt bis zu 2.500 Eier in Klumpen zwischen Felsspalt ab, die vom Männchen so lange bewacht werden, bis die 5–8 mm langen Larven nach 5 Wochen schlüpfen (Henderson 2014, Muus & Nielsen 1999).



Abb. 9: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“.

links verschiedene Seenenelken und Seesterne; rechts Seenenelken (*Metridium dianthus*) (Fotos: P. Hübner & J. Krause/BfN)

Tab. 6: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fischarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Riffe.

x: Nachweis im Gebiet vorhanden

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname (soweit vorhanden)	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	Schutz- und Gefähr- dungssta- tus ⁴¹
Aktuell nachgewiesene charakteristische Arten des Makrozoobenthos (nach Darr et al. 2014)				
<i>Alcyonium digitatum</i>	Tote Mannshand	x	x	3
<i>Alcyonium glomeratum</i>	-	x	x	
<i>Aonides paucibranchiata</i>	-	x	x	
<i>Ascidia scabra</i>	Rauhe Seescheide	x	x	
<i>Asterias rubens</i>	Gemeiner Seestern	x	x	
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	Lanzettfischchen	x	x	
<i>Cancer pagurus</i>	Taschenkrebs	x	x	
<i>Ciona intestinalis</i>	Schlauch-Seescheide	x	x	
<i>Echinocyamus pusillus</i>	Zwergseeigel	x	x	
<i>Echinus esculentus</i>	Essbarer Seeigel	x	x	
<i>Electra pilosa</i>	Zottige Seerinde	x	x	
<i>Flustra foliacea</i>	Blätter-Moostierchen	x	x	
<i>Galathea intermedia</i>	Springkrebs	x	x	
<i>Glycera lapidum</i>	-	x	x	
<i>Goniadella bobretzkii</i>	-	x	x	
<i>Goodallia triangularis</i>	Sanddorn-Astarte	x	x	3
<i>Lanice conchilega</i>	Bäumchenröhrenwurm	x	x	
<i>Macomangulus tenuis</i> (neuer Name, alt <i>Tellina tenuis</i>)	Gerippte Tellmuschel	x	x	
<i>Membranipora membranacea</i>	Seerinde	x	x	
<i>Metridium dianthus</i> (neuer Name, alt <i>Metridium senile</i>)	Seenelke	x	x	
<i>Nephtys caeca</i>	Blindwurm			
<i>Nephtys longosetosa</i>	-			
<i>Ophiothrix fragilis</i>	Zerbrechlicher Schlangens- stern	x	x	
<i>Orbinia sertulata</i>	-	x	x	
<i>Pisone remota</i>	-	x	x	
<i>Polygordius appendiculatus</i>	-	x	x	
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	-	x	x	
<i>Sertularia cupressina</i>	Zypressenmoos	x	x	
<i>Spirobranchus triqueter</i> * (neuer Name, alt <i>Pomatoce- ros triqueter</i>)	Dreikantwurm	x	x	

⁴¹ Dargestellt ist der Gefährdungsstatus der Art in den deutschen (nur Kategorien 0, 1, 2 oder 3) oder regionalen Roten Listen. Folgende Quellen wurden verwendet: Rachor et al. (2013) für das Makrozoobenthos, Thiel et al. (2013) für Fische. Bei der Einstufung des regionalen Schutzstatus wurde die OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats (Reference Number: 2008-6) berücksichtigt.

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname (soweit vorhanden)	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“	Schutz- und Gefähr- dungssta- tus ⁴¹
<i>Spisula solida</i>	Feste Trogmuschel			
<i>Thracia aff. villosiuscula</i>	-	x	x	
Weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung⁴²				
Gefährdete Arten⁴³				
<i>Alcyonium digitatum</i>	Tote Mannshand	x	x	3
<i>Goodallia triangularis</i>	Sanddorn-Astarte	x	x	3
Historische Arten				
<i>Ostrea edulis</i>	Europäische Auster	x		1, OSPAR-Art
Wichtige Strukturbildner				
<i>Halichondria panicea</i>	Brotkrumenschwamm	x	x	
<i>Flustra foliacea*</i>	Blätter-Moostierchen	x	x	
<i>Ostrea edulis</i>	Europäische Auster	x ⁴⁷	x ⁴⁷	1, OSPAR-Art
Lebensraumtypische Fischarten^{44 45}				
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Klippenbarsch	x	x	
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau	x	x	OSPAR-Art
<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch	x	x	
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	x	x	

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Verbreitung im Gebiet: Mit 154 km² liegen über 60 % der dem LRT „Riffe“ in der deutschen AWZ der Nordsee zugerechneten Flächen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Diese nehmen knapp 3 % der NSG-Fläche ein (Bereich I, Abb. 7).⁴⁶

Standorteigenschaften: Aufgrund ihrer charakteristischen Struktur und Morphodynamik lassen sich im Schutzgebiet drei Ausprägungen von Riffen unterscheiden:

1. Riffe, ausgeprägt als Blöcke oder Steinfelder, die den Meeresboden im zentralen Bereich des Gebietes durchragen,
2. Riffe, ausgeprägt als zusammenhängende bandartige Steinfelder entlang der Flanken des Elbe-Urstromtals und
3. Riffe, ausgeprägt als verstreute Steinfelder, eng verzahnt mit Mittel- und Grobsanden.

⁴² Die weiteren Makrozoobenthosarten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sowie die lebensraumtypischen Fischarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das im Anhang 3 von BfN (2017) beschrieben ist. Weitere Erläuterungen siehe Glossar.

⁴³ Gefährdete Arten, die gleichzeitig charakteristische Arten des LRT sind, werden in beiden Kategorien aufgeführt, in der Bewertung aber nur als charakteristische Arten berücksichtigt.

⁴⁴ Fischarten gehen aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht in die Bewertung ein.

⁴⁵ Die lebensraumtypischen Fisch- und Seevogelarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das in BfN (2017) beschrieben ist.

⁴⁶ Aufgrund der bisher noch nicht flächendeckenden Erfassung des Bereiches ist von weiteren Vorkommen des Lebensraumtyps auszugehen.

Zwischen den Riffen befinden sich Kiese, Grob- bis Feinsande, die zusammen mit den dort vorkommenden Benthoslebensgemeinschaften ein eng verzahntes Mosaik mit den Riffen bilden.

Lebensgemeinschaften: Charakteristisch für den LRT „Riffe“ ist eine sessile Epifauna, die das Hartsubstrat als permanenten Lebensraum nutzt. Zu den charakteristischen Arten dieser Gemeinschaft zählen u. a. *Flustra foliacea*, *Alcyonium digitatum*, *Metridium dianthus*, *Ascidia scabra*, *Echinus esculentus* und *Sertularia cupressina*. Begleitet wird die sessile Epifauna von einer vagilen Epifauna, die vor allem aus Aasfressern (z. B. *Asterias rubens*, *Cancer pagurus*) besteht und auch im LRT „Sandbänke“ lebt. Die Riff umgebenden Sedimente werden von der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft charakterisiert. Dabei tritt sowohl die Ausprägung auf Grobsand und Kies als auch die Ausprägung auf grobsandigem Mittelsand auf (Kap. 3.1.3 und Kap. 3.2). Charakteristische Fischarten im LRT „Riffe“ sind Klippenbarsch (*Ctenolabrus rupestris*), Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*), Großer Scheibenbauch (*Liparis liparis*) und Kabeljau (*Gadus morhua*) (vgl. Tab. 6).

3.1.2.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Borkum Riffgrund“** beherbergt das mit Abstand größte zusammenhängende Vorkommen des Lebensraumtyps „Riffe“ in den küstennahen Bereichen der deutschen Nordsee in einer engen Verzahnung mit dem LRT „Sandbänke“. Durch diese Verzahnung entsteht ein kleinräumiges Sediment-Mosaik mit einer Vielzahl von Habitatstrukturen. Sie stellen Siedlungssubstrat und Versteckmöglichkeiten für viele im Gebiet vorkommende, z. T. seltene und gefährdete Wirbellose und Fische zur Verfügung, sind wichtige Brut- und Aufwuchsgebiete für Fische und bieten Nahrungsgründe für Sterntaucher, Prachtaucher und Basstölpel. Damit kommt dem LRT „Riffe“ – trotz seines insgesamt geringen Flächenanteils (< 2 %) im Vergleich zur Gesamtfläche des LRT „Riffe“ auf biogeographischer Ebene – eine besondere Bedeutung als Aufwuchs- und Nahrungsgebiet vieler hoher trophischer Ebenen zu. Durch die küstennahe Lage des Schutzgebietes und das Zusammenwirken mit den Gezeitenströmungen übernimmt das Gebiet darüber hinaus eine wichtige Aufgabe als Trittstein für die Ausbreitung von Arten der Riffe in die südliche Nordsee.

Riffe kommen im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** zahlreich und zum Teil großflächig vor. Die vielen bandartigen Steinfelder entlang der Flanken des Elbe-Urstromtals gelten als einmalig in den küstenfernen Gebieten der deutschen Nordsee und sichern charakteristischen Arten mit einem großen Aktionsradius ihr Vorkommen. Sie stellen darüber hinaus besonders wirksame Verbindungselemente und Trittsteine für die Vermehrung und Verbreitung der im Gebiet vorkommenden Arten und Lebensgemeinschaften dar und sind Ausgangspunkt für Ausbreitungen der benthischen Lebensgemeinschaften in der Deutschen Bucht. Die hohe Artenvielfalt im Schutzgebiet nutzen zahlreiche Seevögel und Schweinswale als wichtige Nahrungsgrundlage. Seevögel übernehmen im Gebiet die Position von Topprädatoren und haben dadurch eine wichtige Funktion im

Nahrungsnetz des Gebietes. Für Schweinswale stellt das NSG das bedeutendste Reproduktionsgebiet in der deutschen Nordsee, möglicherweise der gesamten südlichen Nordsee dar.

3.1.2.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“

Wie im Abschnitt „**ökologische Funktionen**“ dargestellt, begründen die Unzerschnittenheit der Riff-Vorkommen und ihre enge mosaikartige Verzahnung mit Sandbänken und artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründen die herausragende Bedeutung des Gebietes. Das Gebiet dient als Regenerations- und Rückzugsraum für die benthische Fauna der küstennahen Nordseebereiche und fungiert als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch benthische Arten. Da Riffe besonders empfindlich gegenüber den Auswirkungen grundberührender Fischerei sind, leistet das vergleichsweise wenig fischereilich genutzte Schutzgebiet (Kap. 4.2.1) einen enormen Beitrag zur Erhaltung und Wiederherstellung des LRT „Riffe“ auf biogeographischer Ebene und ist darüber hinaus eines von zwei potenziellen Gebieten zur Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Nordsee⁴⁷.

Daraus ergibt sich eine besonders hohe Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRT „Riffe“. Der Soll-Zustand wird mit (A) festgelegt.

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzzielen verankert. So sollen nach § 3 Abs. 4 Nr. 5 NSGBRgV die vielgestaltigen Substrat- und Habitatstrukturen mit ihrer engen mosaikartigen Verzahnung von Sandboden- und Riffgemeinschaften sowie kleinräumig vorhandenen Gradienten innerhalb dieser Gemeinschaften erhalten werden. Ferner wird der Erhalt der Funktion des LRT „Riffe“ als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch die benthischen Arten und Lebensgemeinschaften gefordert (§ 3 Abs. 4 Nr. 4 NSGBRgV).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Die großen Riffvorkommen im Bereich I des Schutzgebietes, geprägt durch eine einzigartige Morphodynamik, sind in der deutschen AWZ der Nordsee in dieser Form einmalig. Sie sichern das Vorkommen charakteristischer Arten mit einem großen Aktionsradius und beherbergen vielfältige, vernetzte Benthos-Lebensgemeinschaften, die insbesondere im zentral-westlichen Teil des Schutzgebietes besonders eng mit Grobsand- und Mittelsandbereichen verzahnt sind. Biogene Riffe (Austernbänke) sind im Bereich I aktuell nicht

⁴⁷ Im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten und am AWI durchgeführten Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben RESTORE (Projektlaufzeit 2016–2019) sollen wissenschaftliche und technologische Rahmenbedingungen für eine Wiederherstellung von Europäischen Austernbeständen in der deutschen Nordsee geschaffen werden (Quellen: <https://www.awi.de/forschung/biowissenschaften/oekologie-der-schelfmeere/schwerpunkte/europaeische-auster.html>, <https://www.bfn.de/17587.html>; 31.07.2017). Die Festlegung konkreter möglicher Besiedlungsstandorte gehört nicht zu den Aufgaben dieses Projektes. Als mögliche Besiedlungsstandorte kommen fischereifreie Flächen in Frage. Es wird davon ausgegangen, dass sich diese neben dem NSG „Borkum Riffgrund“ auch im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ einrichten lassen.

nachgewiesen, das Gebiet ist aber eines von zwei potenziellen Gebieten zur Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Nordsee⁴⁷.

Daraus ergibt sich eine besonders hohe Bedeutung des Bereiches I im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ für den Erhalt des LRT „Riffe“. Der Soll-Zustand wird mit (A) festgelegt.

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzziele verankert. So sollen nach § 4 Abs. 2 Nr. 2 NSGSyIV im Bereich I die natürliche Qualität der Lebensräume mit weitgehend natürlicher Verbreitung, Bestandsdichte und Dynamik der Populationen der charakteristischen Arten und der natürlichen Ausprägung ihrer Lebensgemeinschaften erhalten bzw. wiederhergestellt werden. Ferner wird der Erhalt der vielfältigen, artenreichen und eng miteinander vernetzten Benthos-Lebensgemeinschaften, insbesondere die der Riff-, Grob- und Mittelsande gefordert (§ 3 Abs. 2 Nr. 4 NSGSyIV).

3.1.2.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Borkum Riffgrund“

Für die Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Riffe“ im NSG „Borkum Riffgrund“ wurden vorliegende Teilergebnisse der FFH-Bewertung für den nationalen Bericht (Berichtsperiode 2013 bis 2018) gemäß Art. 17 FFH-RL zugrunde gelegt (AWI & IOW unveröff.). Die Bewertung aggregiert die separate Bewertung von vier Teilflächen, die 2012 jeweils an zwei Stationen repräsentativ untersucht wurden. Die **„Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** wurde für drei der vier bewerteten Teilflächen mit **(B)** bewertet, für eine mit **(A)**. Das lebensraumtypische Arteninventar der benthischen Lebensgemeinschaften wies örtlich große Defizite auf, d. h. es wurden teilweise weniger als 50 % der erwarteten Arten angetroffen. Daher wurde die **„Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“** für jeweils zwei Teilflächen mit **(C)**, die anderen beiden Teilflächen wurden in Bezug auf dieses Kriterium mit **(B)** bewertet. Die **„Beeinträchtigungen“** wurden für alle Teilflächen mit **(A)** bewertet, da der Fischereidruck (bodenberührende Schleppgeschirre, Fallen- und Reusen-Fischerei) deutlich geringer als in anderen Bereichen der Deutschen Bucht ausfällt. Somit ergibt die Aggregation der Kriterien gemäß LANA (2001) für jede der drei Teilflächen einen Ist-Zustand (B) und für eine Teilfläche (A). Die Gesamtbewertung auf Gebietsebene erfolgt nach dem in BfN (2017) beschriebenen Vorgehen und ergibt für den **Ist-Zustand** des Gesamt-Vorkommens des LRT „Riffe“ im Gebiet **(B)**.

Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und **Ist-Zustand (B)** ergibt für den LRT „Riffe“ im NSG „Borkum Riffgrund“ ein **mittleres Defizit (-1)**.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Für die Bewertung des LRT „Riffe“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I) wird die FFH-Bewertung des Berichtszeitraumes 2007–2012 zugrunde gelegt (BfN 2012). Diese Bewertung basiert auf Daten aus 19 Riffflächen. Von diesen Flächen

wurde bei der Gesamtbewertung durch Aggregation aller Kriterien gemäß LANA (2001) nur für eine der Erhaltungsgrad insgesamt als **(A)** eingestuft, für jeweils 9 wurde der Erhaltungsgrad mit **(B)** bzw. **(C)** bewertet. Die 9 insgesamt mit **(C)** bewerteten Flächen wiesen eine deutliche Reduktion der rifftypischen Substratstrukturen auf, infolge derer auch die Zahl charakteristischer Arten erheblich reduziert war. Die 9 insgesamt mit **(B)** bewerteten Flächen weisen bezüglich der „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars**“ Defizite auf und/oder zeigen „**Beeinträchtigungen**“ (v. a. durch grundberührende Fischerei). Von den Arten besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung wurde eine Art (*Halichondria panicea*) im LRT „Riffe“ nachgewiesen.

Die Gesamtbewertung auf Gebietsebene erfolgt nach dem in BfN (2017) beschriebenen Vorgehen. Da > 25 % der Flächen einen **Ist-Zustand (C)** aufweisen, wird der **Ist-Zustand** auf Gebietsebene ebenfalls mit **(C)** bewertet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt für den Bereich I ein **starkes Defizit (-2)**.

3.1.3 Biototyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

3.1.3.1 Definition

In der Nordsee sind die artenreichen sublitoralen Kies-, Grobsand- oder Schillsedimente (KGS) des Meeresbodens nach § 30 Abs. 2 S. 1 Nr. 6 BNatSchG gesetzlich geschützt. In der Nordsee tritt nach Armonies (2010) dieser artenreiche Biototyp außer im Gebiet um Helgoland in der Regel in Wassertiefen >20 m auf. Typischer Weise wird er besiedelt von einer *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft. Typische Arten der endobenthischen Makrofauna und Meiofauna sind neben den beiden namengebenden Spezies *Goniadella bobretzkii* und *Spisula subtruncata* die Arten *Aonides paucibranchiata*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Ophelia limacina*, *Polygordius* spp., *Goodallia triangularis*, *Protodorvillea kefersteini* (Rachor & Nehmer 2003).

Bisher liegt außer für Einzelflächen, die in Genehmigungsverfahren kartiert und eingestuft wurden, keine flächendeckende Erfassung und Einstufung dieses Biototyps vor. Daher wurde die Verbreitung des Biototyps in den Schutzgebieten der AWZ der Nordsee anhand einer auf die Anforderungen des Schutzgebietsmanagements ausgerichteten Modellierung ermittelt (BioConsult 2017). Diese Modellierung basiert zum einen auf den konkreten Sediment- und Arten-Kriterien der Kartieranleitung des BfN (2011a), die auf kleinen Flächen im Rahmen von Genehmigungsverfahren Anwendung findet und zum anderen auf Greiferproben zur Sediment- und Arten-Verteilung, die dazu in den Schutzgebieten in einer ausreichenden Dichte vorliegen. Die Auswahl der Modellierungsmethode erfolgte im Rahmen eines Gutachtens, in dem die Vorhersagegüte von vier prinzipiell geeigneten methodischen Ansätzen analysiert und verglichen wurde. Als Ergebnis wurde eine auf dem Prädiktionsalgorithmus „Random Forests“ beruhende, flächenhafte Beschreibung der Vorkommen des Biototyps in den Schutzgebieten ausgewählt (BioConsult 2017, vgl. auch Unterkapitel „Datengrundlagen“ in Kap. 3.1). Die Methode zeichnet sich durch eine hohe Vorhersagegüte aus. Ihre Ergebnisse weisen eine hohe Überein-

stimmung mit aktuell durchgeführten empirischen Studien des BfN und mit den großmaßstäbig abgegrenzten KGS-Biotopen aus Genehmigungsverfahren (ca. 78%) auf.

3.1.3.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Der Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ kommt v. a. in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vor. In den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zeigt die Modellierung, dass der Biotoptyp in räumlicher Nähe zum LRT „Riffe“ auftritt, im NSG „Borkum Riffgrund“ ist der Biotoptyp darüber hinaus Teil des LRT „Sandbänke“. Mit Vorkommen des Biotyps ist entsprechend der Sedimentzusammensetzung potenziell auch in weiteren Bereichen der deutschen AWZ der Nordsee zu rechnen, entsprechend der Sedimentkarte von Laurer et al. (2014) sind diese Vorkommen aber wesentlich kleiner als in den beiden Schutzgebieten.

NSG „Borkum Riffgrund“

Verbreitung im Gebiet: Die im Gebiet nach der Methode von BioConsult (2017) identifizierten Vorkommen dieses Biotyps liegen fast ausschließlich zwischen Riffstrukturen oder im LRT „Sandbänke“ (Abb. 6) und werden daher je nach ihrer Lage den LRT „Riffe“ bzw. „Sandbänke“ zugeordnet, stellen für diese LRT aber Besonderheiten dar, die bei der Bewertung entsprechend berücksichtigt werden. Die auf der Grundlage der derzeit vorhandenen Sediment- und Makrozoobenthosdaten mit dem Ansatz von BioConsult (2017) abgrenzbaren Vorkommen dieses Biotyps befinden sich v. a. im zentralen und südlichen Teil Borkum Riffgrund (Abb. 6). Die in der beschriebenen Weise modellierten KGS-Vorkommen nehmen insgesamt ca. 189 km² und damit 30,2 % der Schutzgebietsfläche ein.

Lebensgemeinschaften: KGS zeichnen sich durch eine besondere artenreiche benthische Makro- und Meiofauna aus, die auf dem Meeresgrund und in den Poren von größeren Grundsedimenten lebt. Charakteristische Arten bzw. Gattungen sind entsprechend der Kartieranleitung des BfN (2011a) *Goniadella bobretzkii*, *Aonides paucibranchiata*, *Polygordius* spp., *Ophelia limacina*, *Protodorvillea kefersteini*, *Pisione remota*, *Branchiostoma lanceolatum* und *Spisula elliptica*.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Verbreitung im Gebiet: Die im Gebiet nach der Methode von BioConsult (2017) identifizierten Vorkommen dieses Biotyps sind oft mit dem LRT „Riffe“ vergesellschaftet (Abb. 7), treten aber auch in anderen Teilen des NSG auf. Räumliche Schwerpunkte stellen der Übergangsbereich zum Elbe-Urstromtal, die östlich anschließenden Teile des NSG sowie der nördliche Teil des NSG dar. Die in der beschriebenen Weise modellierten KGS-Vorkommen nehmen insgesamt ca. 801 km² und damit 15,6 % der Schutzgebietsfläche ein.

3.1.3.3 Ökologische Funktionen

Die Sedimente, die auf den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) hinweisen, kommen vor allem in den beiden Naturschutzgebieten **„Borkum Riffgrund“** und **„Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** vor (vgl. Laurer et al. 2014). In beiden Schutzgebieten ist das Vorkommen von KGS mit einer Artenvielfalt sowie einem Anteil spezialisierter Arten gekoppelt, die häufig höher sind als in dem umgebenden Sediment. Hierfür sind vermutlich die relativ stabilen interstitiellen Zwischenräume zwischen den Sedimentpartikeln verantwortlich, die aufgrund ihres hohen Porenwasseranteils und ihres relativ hohen Sauerstoffgehalts besondere Habitatbedingungen bieten. Die ökologische Vernetzung zwischen den einzelnen Vorkommensgebieten erfolgt v. a. über den Larven-Austausch, so dass eine Verringerung der Fläche dieses Biotoptyps und die damit einhergehende Vergrößerung der Abstände einzelner Vorkommen vermutlich zu einer Beeinträchtigung aller Vorkommen des Biotoptyps führen würden. Genaue Kenntnisse zu ökologischen Interaktionen zwischen KGS-Vorkommen und dem LRT „Riffe“ bzw. dem LRT „Sandbänke“ fehlen bisher noch. Zwischen ihnen besteht aber zumindest ein räumlicher Bezug und es gibt funktionale Überschneidungen im Artenspektrum.

3.1.3.4 Soll-Zustände

Das Vorkommen dieses Biotoptyps in den beiden NSG **„Borkum Riffgrund“** und **„Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** unterstreicht die hohe Bedeutung beider Gebiete für seine Erhaltung in der deutschen AWZ der Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG **„Borkum Riffgrund“** kommen die für diesen Biotoptyp charakteristischen Sedimente (hier v. a. Grobsande) im zentralen Bereich der Sandbank vor und sind gleichzeitig Teil der LRT „Sandbänke“ bzw. „Riffe“. Eine eigenständige Bewertung des Soll-Zustands entfällt daher.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Neben großen zusammenhängenden Vorkommen des Biotoptyps sind viele, z. T. auch fleckenhafte kleinere Vorkommen mit dem LRT „Riffe“ vergesellschaftet. Anders als im NSG „Borkum Riffgrund“ sind z. T. hohe Kiesanteile vorhanden. Zusammen mit der besonders hohen Artenvielfalt auf KGS-Flächen innerhalb des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ **ergibt sich eine sehr hohe Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des Biotoptyps. Der Soll-Zustand wird mit (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzzielen verankert. So sollen nach § 4 Abs. 2 NSGSyIV im Bereich I die natürliche Qualität der Habitatstrukturen und deren flächenmäßiger Ausdehnung mit weitgehend natürlicher Verbreitung, Bestandsdichte und Dynamik der Populationen der charakteristischen Arten und der natürlichen Ausprägung

ihrer Lebensgemeinschaften erhalten bzw. wiederhergestellt werden. Ferner wird die Erhaltung der Funktion als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch die benthischen Arten und Lebensgemeinschaften als Schutzziel genannt, das angesichts des hohen Flächenanteils grober Sedimente günstige Voraussetzungen zur Erfüllung dieses Ziels gerade für KGS bietet.

Die in § 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGSyIV geforderte Erhaltung einer natürlichen oder naturnahen Ausprägung „Artenreicher Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ sowie die in § 3 Abs. 2 Nr. 4 NSGSyIV geforderte Erhaltung der vielfältigen, artenreichen und eng miteinander vernetzten Benthos-Lebensgemeinschaften im zentral-westlichen Bereich des Schutzgebietes (Unterbereich Ia), der durch eine besondere ökologische Verzahnung von Riffen, Grob- und Mittelsanden gekennzeichnet ist, ist für den Erhalt der hohen Artenvielfalt im Gebiet entscheidend.

3.1.3.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Borkum Riffgrund“

KGS-Vorkommen im NSG „Borkum Riffgrund“ sind räumlich eng mit Vorkommen der FFH-LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ assoziiert (Abb. 6); daher erfolgt eine Bewertung des Ist-Zustands und des Soll-Ist-Abgleichs je nach betroffenem LRT jeweils im Zusammenhang mit diesem LRT. Diesbezüglich wird auf Kap. 3.1.1.4 und 3.1.1.5 verwiesen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Für die Bewertung des Ist-Zustands anhand der Vollständigkeit des typischen Arteninventars wurde das Vorkommen der benthischen Indikatorarten bzw. Taxa (vgl. BfN 2011a) ausgewertet. Weiterhin wurden für die Bewertung des Ist-Zustands die für diesen Biotoptyp im Schutzgebiet maßgeblichen Nutzungen berücksichtigt (vgl. BfN 2017).

Die Bewertung der Vollständigkeit des typischen Arteninventars basiert auf Greiferproben aus der Benthosdatenbank des BfN (Stand 2014; Bildstein et al. 2014). Diese Daten zeigen ein leichtes Defizite beim typischen Arteninventar. Aktuell im Schutzgebiet gefährdet ist der Biotoptyp v. a. durch die grundberührende Fischerei und durch marine Sand- und Kiesgewinnung (Kap. 6.4.1 und Kap. 6.10.1).

In der Gesamtbetrachtung wird der **Ist-Zustand** damit als **(B)** eingestuft. Gegenüber dem angestrebten **Soll-Zustand (A)** ergibt sich auf Bereichs- und Komplexgebietsebene ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.1.4 Biototyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“

3.1.4.1 Definition ⁴⁸

Der Biototyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ ist Teil der Biototypen 01.02.08.01/02 (Riecken et al. 2006) sowie des OSPAR-Habitats „Sea-pen and burrowing megafauna communities“ (OSPAR Commission 2008a) und wird durch einen Schlickanteil > 10 %, das Vorkommen von Seefedern (z. B. *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea*) und durch eine erhöhte Dichte grabender Krebsarten (besonders *Nephrops norvegicus*, *Calocaris macandreae*, *Upogebia deltaura*, *Upogebia stellata*, *Callinassa subterranea*) determiniert.⁴⁹ Die Haupttiefenverbreitung dieses Biototyps liegt zwischen 15 und 200 m.

Bisher liegt außer für Einzelflächen, die in Genehmigungsverfahren entsprechend der BfN-Kartieranleitung (BfN 2011b) kartiert, jedoch alle aufgrund des Fehlens von Seefedern nicht als Vorkommen dieses Biototyps eingestuft wurden, keine flächendeckende Erfassung und Einstufung dieses Biototyps vor. Allerdings werden derzeit im Rahmen eines noch laufenden BfN-Projektes sedimentologische Flächenvorschläge auf ihre Eignung als nach § 30 BNatSchG geschützter Biototyp und damit für die Aufnahme in das BfN-Kataster geprüft.

3.1.4.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Verbreitung des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ in der deutschen Nordsee wurde bisher noch nicht systematisch erfasst. Daher sind auch in den drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee Ausprägung und Vorkommensgebiete dieses Lebensraums bislang ungenügend untersucht⁵⁰.

Mit Vorkommen des Biototyps ist entsprechend der Sedimentzusammensetzung potenziell im Bereich des Elbe-Urstromtals zu rechnen. Wahrscheinliche Schwerpunkte befinden sich größtenteils außerhalb von Schutzgebieten im westlichen Bereich der deutschen AWZ (Abb. 10). Insgesamt befinden sich ca. 9 % der Flächen mit schlickigen Sedimenten innerhalb der Schutzgebiete. Die größten Flächen in Schutzgebieten liegen im westlichen Teil des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Aufgrund fehlender Nachweise von Seefedern, die gem. Kartieranleitung (BfN 2011b) zwingender Bestandteil des gesetzlich geschützten Biototyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ sind, sind diese Flächen zwar als OSPAR-Habitat „Sea-pen and burrowing megafauna communities“ (OSPAR Commission 2010a) anzusehen, nicht jedoch als nach § 30 BNatSchG geschützter Biototyp. Demzufolge gibt es in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee derzeit keine Nachweise dieses gesetzlich geschützten Biototyps.

⁴⁸ Die für den Gesetzestext gewählte Bezeichnung „bohrender Bodenmegafauna“ beruht auf einer anscheinend fehlerhaften Übersetzung der Bezeichnung des OSPAR-Habitats. Es handelt sich um grabende und nicht um bohrende Arten, so dass im Folgenden auch die Bezeichnung „grabende Bodenmegafauna“ verwendet wird.

⁴⁹ Neuere Untersuchungen zeigen, dass neben diesen in der Kartieranleitung genannten Arten auch *Pestarella tyrrhena* zu diesen Arten zählt.

⁵⁰ Zur Schließung dieser Lücken sind spezielle Untersuchungen geplant (Projekt-Kennzeichen 532 02 AWZ). Ergebnisse werden für 2018 erwartet.

Die Entwicklung des gesetzlich geschützten Biotoptyps ist als Schutzziel für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ festgelegt (§ 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGSyIV).“

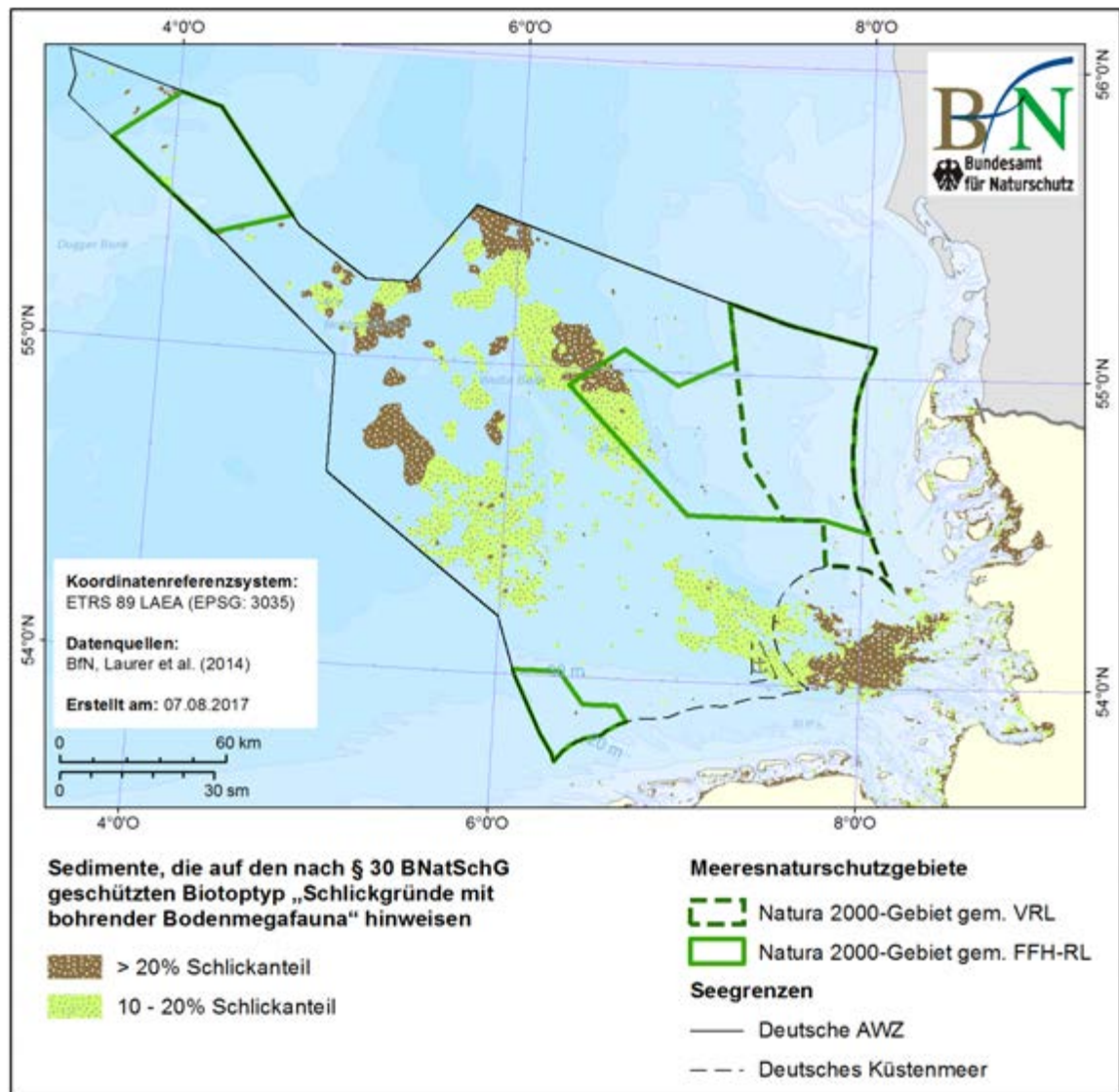


Abb. 10: Verbreitung der Sedimente, die auf den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ hinweisen (deutsche AWZ der Nordsee inkl. Teile der Küstengewässer).

Lebensgemeinschaften: Benthosarten, die diesen Biotoptyp charakterisieren und maßgeblich gestalten, sind Seefedern (z. B. *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea*) und grabende Maulwurfskrebse wie *Upogebia* spp., *Callianassa subterranea* und *Nephrops norvegicus* sowie nach neueren Untersuchungen *Pestarella tyrrhena*. Von den Grabaktivitäten der Krebse profitieren weitere Arten, darunter *Chaetozone setosa*, *Nephtys* spp., *Corbula gibba*, *Abra alba* und *Amphiura filiformis*. Als typische Fischarten sind die Vierbärtlige Seequappe (*Enchelyopus cimbrius*), der Kabeljau (*Gadus morhua*) und der Wittling (*Merlangius merlangus*) beschrieben (Narberhaus et al. 2012).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegen derzeit keine Nachweise dieses gesetzlich geschützten Biotoptyps vor. Sedimente, die auf diesen Biotoptyp hinweisen, befinden sich im nordwestlichen Grenzbereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ im Übergang zum Elbe-Urstromtal (Abb. 10). In diesem Bereich befinden sich nach Modellierungsergebnissen aus dem FABENA-Projekt (Schuchardt et al. 2017; Stand Oktober 2016) auch Teile eines von zwei Hauptverbreitungsgebieten für grabende Megafaunaarten (Abb. 11).

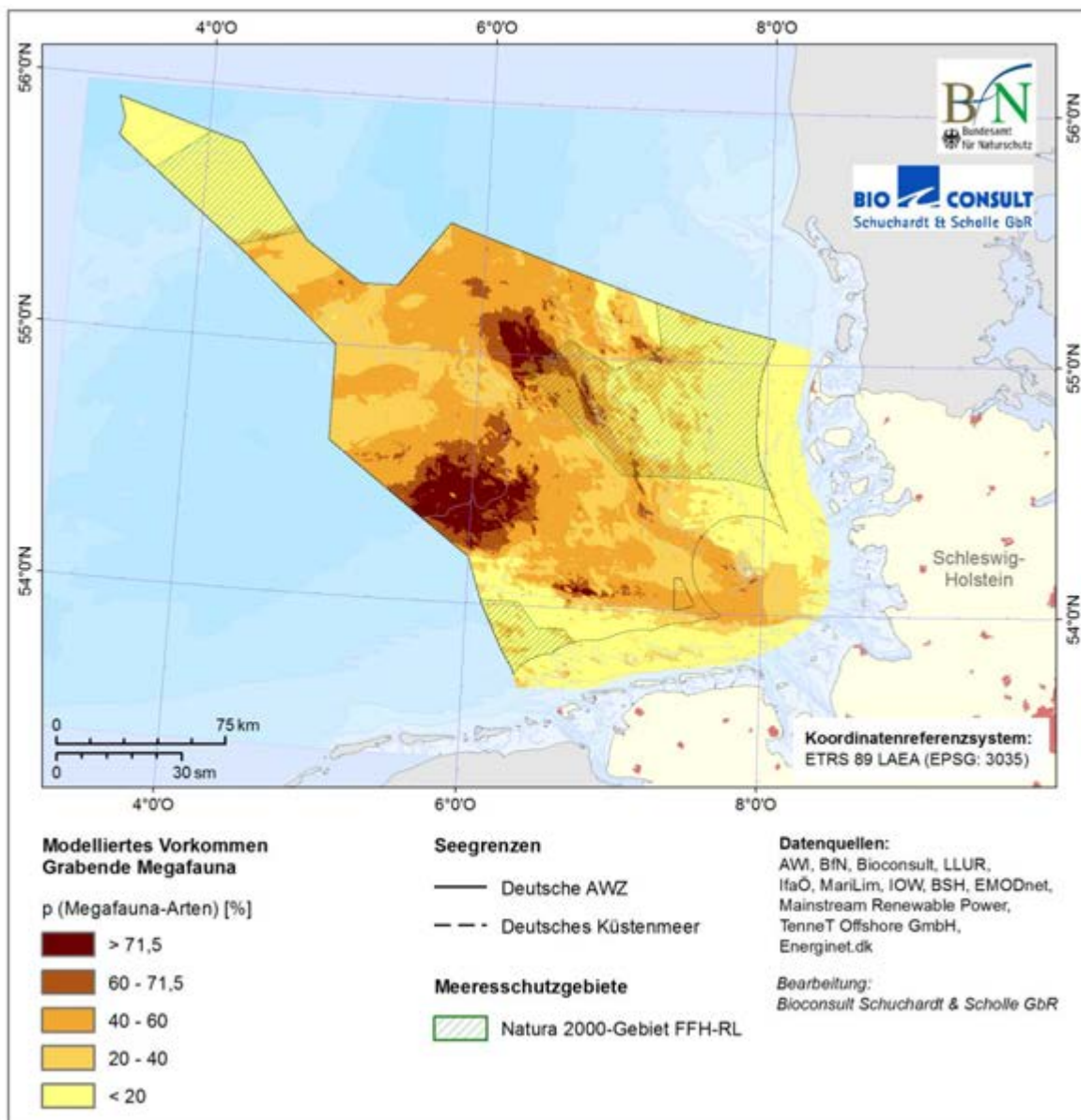


Abb. 11: Wahrscheinlichkeit des Auftretens grabender Megafaunaarten (*Callianassa subterranea*, *Pastarella tyrrhena* und *Upogebia* spp.) in der deutschen AWZ der Nordsee.⁵¹

⁵¹ Die flächendeckende Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der grabenden Megafauna in der AWZ der Nordsee inkl. angrenzender Küstengewässer wurde mit Random Forest modelliert. Als Zielvariable wurden dabei vorliegende Presence/Absence-Angaben der in Frage kommenden Zielarten festgelegt. Als flächenhaft vorliegende Vorhersagevariablen dienten Rasterdatensätze

3.1.4.3 Ökologische Funktionen

In der Gebietskulisse der deutschen AWZ der Nordsee befinden sich Flächen mit schlackigen Sedimenten, die ein Vorkommen der Arten der grabenden Megafauna dieses Biotoptyps ermöglichen würden, nur im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** (Ergebnis Modellberechnung im Rahmen des FABENA-Projektes; Schuchardt et al. 2017). Die Arten der grabenden Megafauna haben eine Schlüsselfunktion für diesen Biotoptyp, da sie durch ihre Grabaktivitäten das Sediment umlagern sowie Tunnel und Höhlen für andere Organismen zur Verfügung stellen (Hughes 1998, OSPAR Commission 2010a). Damit versorgen sie ansonsten sauerstoffarme oder -freie Sedimentschichten mit Sauerstoff. Grabende Megafaunaarten sind relativ groß und langlebig und haben hohe Ansprüche an ihren Lebensraum, weshalb sie empfindlicher gegenüber Störungen sind als andere Benthosarten (vgl. Kap. 5.2.1). Die genannten Flächen stellen darüber hinaus auch potenzielle Vorkommensgebiete für die derzeit in der deutschen Nordsee fast nicht mehr vorkommende Rote-Liste-Art *Arctica islandica* dar.

3.1.4.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Die unterschiedlichen Arten der grabenden Megafauna erzeugen durch ihre ungleichmäßige Verteilung und Aktivität ein komplexes und sich kontinuierlich wandelndes Mosaik aus Flächen, das von verschiedensten Mikro-, Makro- und Megazoobenthosarten bis hin zu den Topprädatoren (v. a. große Fischarten wie Kabeljau oder Schellfisch) als Lebensraum genutzt wird. Dieser erst durch die grabenden Aktivitäten seiner charakteristischen Arten entstehende Biotoptyp bildet Lebensraum für weitere Arten und hat somit eine besondere ökologische Funktion für diese Arten.

Bisherige Datenauswertungen⁵¹ deuten auf ein hohes Standortpotential für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ in bestimmten Bereichen des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ hin. Nur hier zeigen die Modellierungen aus dem Oktober 2016 (Abb. 11; Schuchardt et al. 2017) innerhalb der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee eine fast vollständige Überlappung möglicher Vorkommen der Arten grabender Megafauna mit den aufgrund des Schlickanteils als Lebensraum dieser Arten infrage kommenden Flächen. Es ist möglich, dass diese Standorte - bei entsprechender Störungsfreiheit - auch das Potenzial haben, den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ zu entwickeln.

Insgesamt wird die Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des Biotoptyps daher als hoch eingeschätzt - der Soll-Zustand mit (B) bewertet.

(600 x 600 m) zu den Variablen Bathymetrie, Hangneigung, Sedimenttyp, biologische Zonen sowie den Korngrößenfraktionen Schlick, Feinsand, Mittelsand, Grobsand und Kies. Die Ergebnis-Karte zeigt die flächendeckende Auftretenswahrscheinlichkeit (p) der Megafauna-Arten in Prozent. Ferner wurde mit dem R-Modul PresenceAbsence (Methode PredPrev=Obs) ein sogenannter Threshold ermittelt, oberhalb dessen (aus statistischer Sicht) die grabende Megafauna statistisch belastbar vorhergesagt werden kann. Dieser Threshold beträgt für diese Arten 71,5 %.

3.2 Besondere Benthoslebensgemeinschaften

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind gem. Schutzgebietsverordnung (§ 3 Abs. 2 Nr. 4 NSGSylV) in zwei Unterbereichen (Ia und Ib) die jeweils dort vorkommenden Benthoslebensgemeinschaften geschützt. Die Gemeinschaften sind in der Schutzgebietsverordnung nicht namentlich genannt, Modellierungen aus dem Jahr 2016 (Abb. 12; Schuchardt et al. 2017) zeigen aber, dass es sich dabei um die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft, die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft und die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft handelt. Die drei Benthoslebensgemeinschaften werden im Folgenden charakterisiert und ihr Soll- bzw. Ist-Zustand für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ eingeschätzt.

3.2.1 Definition, Beschreibung und Vorkommen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

***Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft (Unterbereiche Ia+b)**

Die *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft kommt in meist kleinflächigen und fleckenhaften Ausprägungen in der gesamten Nordsee (Circalitoral und Infralitoral) auf sogenannten „coarse sediments“ (Mittelsand, Grobsand, Kies) vor. Definiert und charakterisiert wird diese Gemeinschaft durch das Vorhandensein der Charakterarten *Aonides paucibranchiata*, *Branchiostoma lanceolatum*, *Echinocyamus pusillus*, *Ophelia limacina*, *Pisone remota*, *Protodorvillea kefersteini* und *Spio symphyta* (Bildstein et al. 2014). Innerhalb des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ tritt die Gemeinschaft auf ca. 37 % der Fläche auf. Im Unterbereich Ia nimmt die Gemeinschaft einen Flächenanteil von ca. 30 % ein; im Unterbereich Ib etwa 60 %. Viele Vorkommen der *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft befinden sich in starker räumlicher Nähe zu den LRT „Sandbänke“ und „Riffe“.

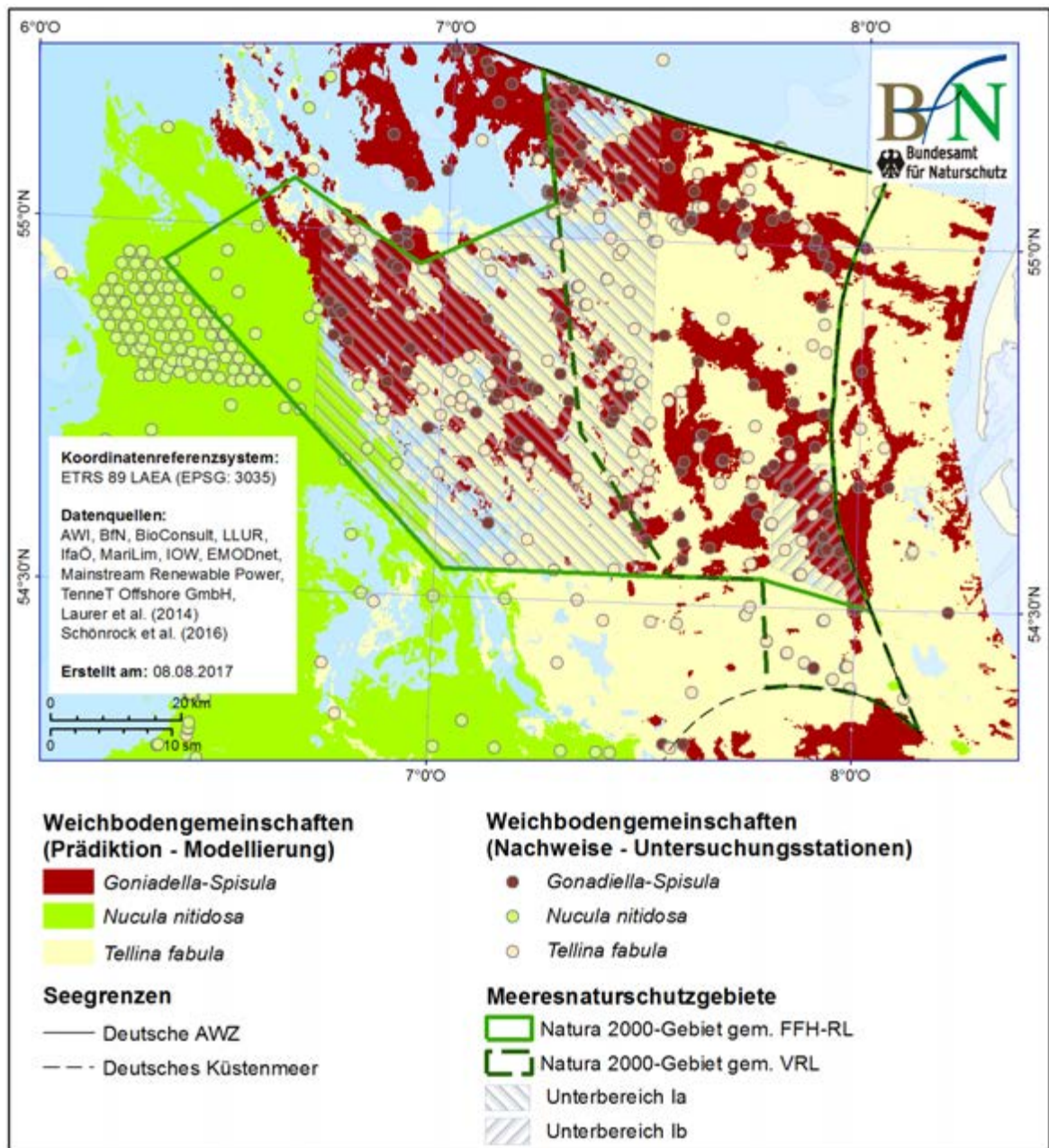


Abb. 12: Modelliertes Vorkommen und Verbreitung besonderer Benthoslebensgemeinschaften im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nach Schönrock (2016). Datengrundlage: Prädiktorendatensatz nach Bildstein et al. (2014) ergänzt durch bathymetrische Karten (Stand 2016).

***Tellina-(Fabulina)-fabula*-Gemeinschaft (Unterbereiche Ia+b)**

In der Deutschen Nordsee besiedelt die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft die Fein- und Mittelsandgebiete. Bei Wassertiefen zwischen 5 und 41 m ist die Gemeinschaft auch auf Sandbänken und zwischen Riffen anzutreffen (vgl. Rachor & Nehmer 2003). Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist diese Gemeinschaft mit einem Flächenanteil von 55 % weit verbreitet (Abb. 12). Im Unterbereich Ia hat diese Gemeinschaft einen Flächenanteil von etwa 50 % und im Unterbereich Ib knapp 40 %. Kennzeichnende Charakterarten sind, neben der namensgebenden Muschel *Tellina (Fabula) fabula*,

Magelona johnstoni, *Scoloplos (Scoloplos) armiger* und *Spiophanes bombyx* (Bildstein et al. 2014).

***Nucula nitidosa* Gemeinschaft (Unterbereich Ia)**

Die *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft tritt westlichen Randbereichs des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (mit einem Flächenanteil von knapp 10 % des NSG) fast ausschließlich außerhalb der Schutzgebiete v. a. im Circalitoral auf. Der Flächenanteil im Bereich Ia liegt bei 5,5 %. Bei Wassertiefen zwischen 17 und 48 m zeigt diese Gemeinschaft eine hohe Affinität zu feinsandigen bis schlickigen Sedimenten und wird durch Vorkommen der Arten *Abra alba*, *Abra nitida*, *Amphictene auricoma*, *Amphiura filiformis*, *Nephtys hombergii*, *Nucula nitidosa*, *Phaxas pellucidus*, *Scalibregma inflatum* und *Tellimya ferruginosa* charakterisiert (Bildstein et al. 2014). Darüber hinaus sind grabende Megafaunaarten wie *Callianassa subterranea* und *Upogebia deltaura* in z. T. hohen Dichten zu finden, welche auch charakteristische Arten des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyps „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ sind.

3.2.2 Soll-Zustände

Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der besonderen Benthoslebensgemeinschaften in den Unterbereichen Ia und Ib dient z. T. zugleich der Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der FFH-LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ und ihrer charakteristischen Arten i. S. v. § 4 Absatz 2 NSGSyIV.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Unterbereich Ia)

Die im Unterbereich Ia vorkommenden *Goniadella-Spisula*-, *Tellina-fabula*- und *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaften zeichnen sich durch ihre Vielfalt, ihren Artenreichtum und die enge Vernetzung mit den Benthoslebensgemeinschaften der Riffe und KGS aus. Die insbesondere im Bereich des Moränenrückens an der nordöstlichen Flanke des Elbe-Urstromtals enge Verzahnung wird bedingt durch den kleinräumigen Wechsel der Sedimente mit Riffen, Grobsand- und Mittelsandbereichen, z. T. auch Feinsandbereichen. Da diese Verzahnung nur in diesem Bereich der deutschen AWZ der Nordsee so eng und vielfältig ist, **wird die Bedeutung des Gebietes für den Erhalt der Benthoslebensgemeinschaften als hoch eingeschätzt - der Soll-Zustand wird mit (B) bewertet.**

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Unterbereich Ib)

Wie bereits in Kap. 3.1.1.3 beschrieben, zeichnet sich die im Unterbereich Ib befindliche Amrumbank durch eine vergleichsweise hohe Artenvielfalt und eine starke Verzahnung mit benthischen Lebensgemeinschaften der Grob- und Mittelsandbereiche aus. Mit seiner Lage im Osten der Deutschen Bucht ermöglicht der Unterbereich einen Austausch der benthischen Arten zwischen den nordwestlichen deutschen Küstengewässer sowie der

AWZ Dänemarks. Insgesamt ist der Unterbereich allerdings relativ klein und unterliegt aktuell einem wesentlich höheren Fischereiaufwand als die Umgebung des Unterbereichs (Abb. 41). **Der Unterbereich Ib im Komplexgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ erhält somit eine hohe Bedeutung für den Erhalt der Benthoslebensgemeinschaften. Der Soll-Zustand wird mit (B) festgelegt.**

3.2.3 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Unterbereich Ia)

Zur Einschätzung des Ist-Zustands der Benthoslebensgemeinschaften im Unterbereich Ia (Abb. 12) wurden die Stationsdaten aus der Benthosdatenbank des BfN (Stand 2014) hinsichtlich der Artenzahl und dem Anteil Roter-Liste-Arten analysiert.

Es zeigt sich, dass innerhalb des Unterbereiches Ia sowohl die mittlere Artenzahl pro Station als auch der Anteil Roter-Liste-Arten höher ist als im restlichen Teil des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Die drei besonderen Benthoslebensgemeinschaften im Unterbereich Ia sind jedoch vor allem durch die grundberührende Fischerei mit Baumkurren und Grundscheppnetzen (Kap. 4.2.1) sowie durch marine Sand- und Kiesgewinnung (Kap. 4.2.5) beeinträchtigt.

Die Ergebnisse zeigen für den Ist-Zustand, dass insgesamt noch eine weitgehend natürliche Artenzusammensetzung vorliegt, deren Ausprägung jedoch schon durch die grundberührende Fischerei (Kap. 6.4.1) und marine Sand- und Kiesgewinnung (Kap. 6.10.1) beeinträchtigt ist. In der Gesamtbetrachtung wird der **Ist-Zustand** der drei Benthoslebensgemeinschaften im Unterbereich Ia daher mit **(B)** bewertet. Gegenüber dem angestrebten **Soll-Zustand (B)** ergibt sich auf Bereichs- und Komplexgebietsebene **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Unterbereich Ib)

Sowohl die im Unterbereich Ib vorkommende *Goniadella-Spisula*-Gemeinschaft als auch die *Tellina-fabula*-Gemeinschaft sind mit den Sediment- und Habitatstrukturen des LRT „Sandbänke“ assoziiert (Abb. 12). Daher ist davon auszugehen, dass das Bewertungsergebnis für die Sandbank Amrumbank (Ist-Zustand C) (vgl. Kap. 3.1.1.5) auf den Erhaltungsgrad der beiden Gemeinschaften übertragbar ist. Daher wird auch für den Unterbereich Ib ein **Ist-Zustand (C)** angenommen. Gegenüber dem angestrebten **Soll-Zustand (B)** ergibt sich auf Bereichs- und Komplexgebietsebene ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.3 Gefährdete Makrozoobenthosarten mit relevanten Vorkommen

Von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sind auch die folgenden Makrozoobenthosarten, die gem. nationalen und/oder regionalen Roten Listen mindestens als „gefährdet“ eingestuft (Rachor et al. 2013 – Kategorie 0, 1, 2 oder 3; OSPAR Commission 2008a)⁵², in den Schutzgebietsverordnungen aber nicht als Schutzgüter aufgeführt sind. Sie haben jedoch in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee relevante Vorkommen:⁵³

Tab. 7: Gefährdete Makrozoobenthosarten mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.

Rote-Liste-Kategorie (Rachor et al. 2013): 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artnamen (soweit vorhanden)	Rote-Liste- Kategorie	OSPAR Commissi- on (2008a)
<i>Alcyonium digitatum</i>	Tote Mannshand	3	
<i>Arctica islandica</i>	Islandmuschel	3	x
<i>Buccinum undatum</i>	Wellhornschnecke	2	
<i>Echiurus echiurus</i>	Igelwurm	2	
<i>Ensis ensis</i>	Schwertmuschel	2	
<i>Ensis magnus</i>	Schwertförmige Scheiden- muschel	3	
<i>Goodallia triangularis</i> ⁵⁴	Sanddorn-Astarte	3	
<i>Halcapa duodecimcirrata</i>		1	
<i>Liocarcinus pusillus</i>		3	
<i>Mya truncata</i>	Abgestutzte Klaffmuschel	2	
<i>Pagurus pubescens</i>	Haariger Einsiedler	2	
<i>Spatangus purpureus</i>	Violetter Herzigel	1	
<i>Spisula elliptica</i> ⁵⁴	Elliptische Trogmuschel	2	

Sie werden hier ohne weitere Bewertung nur genannt, eine genaue ökologische Charakterisierung der Vorkommen und ökologischen Funktionen erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt.

⁵² Eine Einstufung nach IUCN (2016) ist nicht vorhanden.

⁵³ Vorkommen solcher Biotoptypen und Arten in den Schutzgebieten werden als "relevant" angesehen, wenn Nachweise aus dem Gebiet vorliegen, die auf dem BfN vorliegende Daten oder Literaturangaben zurückgehen, an deren Korrektheit keine Zweifel bestehen und die nicht als Zufallsfunde einzustufen sind (was z. B. der Fall wäre, wenn ein Nachweis außerhalb der natürlichen Verbreitungsgrenze läge, die ökologischen Voraussetzungen für ein Vorkommen nicht vorlägen oder eine Fehlbestimmung anzunehmen wäre). Vorkommen von Arten, die keine Schutzgüter nach FFH-RL und VRL sind und die nach dem BfN vorliegenden Daten weit verbreitet vorkommen (z. B. bestimmte Makrozoobenthosarten mit geringer Substratspezifität, einige Fischarten), werden nur dann als "relevant" angesehen, wenn in den Schutzgebieten Verbreitungsschwerpunkte bestehen und / oder die Schutzgebiete besondere Funktionen wie Fortpflanzung im Gebiet, Nahrungssuche und Überwinterung / Rasthabitat aufweisen.

⁵⁴ Indikator-Art KGS

3.4 Fische und Neunaugen

Flussneunauge und Finte, die im Anh. II FFH-RL aufgeführt sind, sind im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gem. Schutzgebietsverordnung geschützt. Die Finte ist auch im NSG „Borkum Riffgrund“ gem. Schutzgebietsverordnung geschützt (Tab. 8). Für diese Arten werden daher die wichtigsten Angaben zu Biologie, Vorkommen und ökologischer Funktion zusammenfassend dargestellt sowie Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände bewertet. Ausführliche Steckbriefe mit Angaben zu Vorkommen, Verbreitung und Gefährdung von Flussneunauge und Finte sind in Narberhaus et al. (2012) publiziert.

Neben Flussneunauge und Finte können auch die in Kap. 3.4.3 genannten FFH-Arten potenziell in den Schutzgebieten vorkommen, auch wenn aktuell keine Nachweise aus den Gebieten vorliegen. Darüber hinaus haben in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee gefährdete Fischarten relevante Vorkommen (Kap. 3.4.4).

Tab. 8: Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Fisch- und Neunaugenarten.

BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

x: zutreffend; -: nicht zutreffen; Rote-Liste-Kategorie (Thiel 2013, Regionale Liste Nordsee; Flussneunauge: Freyhof 2009): 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN 2016: LC=Least Concern, NT=Near Threatened, VU=Vulnerable, EN=Endangered, CR=Critically endangered

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artnamen	EU- Code	Schutzgebiet ⁵⁵	Schutz- status	Gefährdungsstatus		
				FFH Anhang II	Rote-Liste-Kategorie	IUCN (2016)	OSPAR Commission (2008a)
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge	1099	Syl (Ber. I)	x	3	LC	
<i>Alosa fallax</i>	Finte	1103	BRg Syl (Ber. I)	x		LC	

3.4.1 Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)

3.4.1.1 Biologie

Flussneunaugen leben in Meeres-, Brackwasser- und Süßwasserbiotopen. Adulte Tiere verbringen 1–2 Jahre im Meer, oft nahe der Küste oder in Flussmündungen, auf Hartsubstraten oder auch festgesaugt an größeren Fischen (Letzteres nur, wenn sie fressen). Wenn sie laichbereit sind, steigen sie in die Mittel- und Oberläufe der Flüsse auf und

⁵⁵ Schutzgut gem. *besonderem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung

laichen in kiesigen Bereichen ab. Die Larven, sogenannte Querder, verbleiben etwa drei bis fünf Jahre in den Flüssen und vergraben sich hier in detritusreichen Schlamm- oder Schluffsandböden. Mit einer Länge von ca. 15 cm erfolgt im Frühjahr die Abwanderung ins Meer; dort erreichen sie nach einem weiteren Jahr die Laichreife (Narberhaus et al. 2012).

3.4.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Das Flussneunauge ist in den Küstengewässern der gesamten deutschen Nordsee und den angrenzenden Flusssystemen wie Elbe, Weser und Ems anzutreffen. Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt im deutschen Rheingebiet (Schnitter et al. 2006) und in der Elbe (Adam und Bader 2015). Weitere Nachweise liegen aus Elektrofischungen aus vielen schleswig-holsteinischen, in die Nordsee mündenden Flüssen vor. Aus den küstenferneren Gebieten der deutschen AWZ liegen derzeit nur Einzelnachweise vor (Kloppmann et al. 2003).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ findet derzeit kein gezieltes Monitoring zur Erfassung der Vorkommen von Flussneunaugen statt. Einzelne Nachweise dieser Art stammen aus Erhebungen außerhalb des Bewertungszeitraums. Da die Art aber in den angrenzenden Küstengebieten regelmäßig vorkommt, ist von einem Vorkommen im Gebiet auszugehen. Untersuchungsergebnisse der Bundesforschungsanstalt für Fischerei deuten auf eine Zunahme der Flussneunaugen im Küstenbereich und in der inneren Deutschen Bucht hin (Neudecker & Damm 2005).

3.4.1.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** wird von Flussneunaugen in der adulten Phase ihres Lebenszyklus genutzt. Von Bedeutung sind die Funktionen als Nahrungs- und Wandergebiet. Ein günstiger Erhaltungsgrad der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ (Kap. 3.1) im Gebiet fördert das Aufkommen von Kleinfischen und wirbellosen Organismen, welches sich wiederum positiv auf die Bestände der Wirtsfische auswirkt, von denen sich Flussneunaugen parasitisch ernähren.

3.4.1.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, dient das Schutzgebiet dem Flussneunauge in der subadulten Phase seines Lebenszyklus als Nahrungshabitat. Eine hohe Nahrungsverfügbarkeit wirkt sich positiv auf den Erhaltungszustand der Art auf. **Damit kommt dem Gebiet zur Erhaltung der Art eine hohe Bedeutung zu – der Soll-Zustand wird mit (B) eingestuft.**

3.4.1.5 Ist-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Aufgrund der Nichtanwendbarkeit der zur Verfügung stehenden Bewertungsschemata für die marine Lebensphase des Flussneunauges (BfN 2017) und der fehlenden aktuellen Vorkommensnachweise aus dem Schutzgebiet kann für das Flussneunauge keine gebietsspezifische Bewertung und demzufolge auch kein Soll-Ist-Abgleich auf Gebiets-ebene vorgenommen werden. Daher wird für den Ist-Zustand lediglich die Bewertung für die biogeographische Region nachrichtlich aus dem aktuellen FFH-Bericht (Berichtsperiode 2007–2012) übernommen. **Danach ist der Erhaltungszustand des Flussneunauges im nationalen Bericht (Berichtsperiode 2007–2012) gemäß Art. 17 FFH-RL im Jahr 2013 mit U1 (ungünstig-unzureichend) bewertet worden. Dies entspricht im LANA-Schema (2001) einem Ist-Zustand von (C).**

Bei einem schlechten Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene ist davon auszugehen, dass die Bewertung übertragen werden kann und damit der Ist-Zustand auf Gebiets-ebene nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit für dieses Schutzgut vorliegt.

3.4.2 Finte (*Alosa fallax*)

3.4.2.1 Biologie

Finten verbringen die meiste Zeit ihres Lebens im Meer. Im Alter von etwa zwei bis vier Jahren steigen Fintenschwärme im Frühjahr zum Laichen in die gezeitenbeeinflussten Süßwasserabschnitte v. a. von Elbe und Weser sowie – derzeit nur sehr begrenzt – von der Ems, auf. Das Ästuar der Eider scheint aktuell keine Bedeutung als Reproduktionsareal für die Finte zu haben. Die juvenilen Tiere halten sich bis zum Spätsommer im Ästuar auf und wandern im Herbst mit einer Größe um 10 cm ins küstennahe Meer ab. Die noch nicht geschlechtsreifen juvenilen, etwa ein- bis zweijährigen Finten sind v. a. in den äußeren Ästuaren anzutreffen; begrenzt wandern sie im Frühjahr mit den geschlechtsreifen Tieren auch weiter stromaufwärts. Die Finte hält sich als pelagische Fischart v. a. in der Wassersäule auf, zur Nahrungssuche zeitweise auch am Grund. Ihre Nahrung im Meer setzt sich aus kleinen Fischen und Krebstieren zusammen. Ein ausreichendes Nahrungsangebot ist für die Kondition von Fischen entscheidend. Je besser die Kondition der Tiere ist, umso besser überstehen sie die kräftezehrende Laichwanderung, bei der meistens keine Nahrung mehr aufgenommen wird (Narberhaus et al. 2012, Muus & Nielsen 1999).

3.4.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Finten treten in den küstenferneren Gewässern der deutschen Nordsee als subadulte und adulte Tiere auf (Quignard & Douchement 1991). Aufgrund der pelagischen bzw. mobilen Lebensweise subadulter und adulter Finten ist nicht davon auszugehen, dass innerhalb der NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ feste Vorkommensschwerpunkte abzugrenzen sind.

3.4.2.3 Ökologische Funktionen

Die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind Nahrungsraum für subadulte Finten. Insbesondere im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ profitiert die Finte von dem zeitweise hohen Nahrungsangebot (v. a. Zooplankton) durch die im Gebiet auftretenden Fronten- und Auftriebsgebiete. Ein günstiger Erhaltungsgrad der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ in beiden Schutzgebieten fördert das Aufkommen von Kleinfischen und wirbellosen Organismen und wirkt sich damit auf die Nahrungsgrundlage der Finten positiv aus.

3.4.2.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“ und NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, dienen die beiden NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ der Finte v. a. als Nahrungshabitat. Eine hohe Nahrungsverfügbarkeit im Gebiet wirkt sich positiv auf den Erhaltungszustand der Art auf. **Damit kommt beiden Schutzgebieten zur Erhaltung der Art eine hohe Bedeutung zu – der Soll-Zustand wird mit (B) eingestuft.**

3.4.2.5 Ist-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“ und NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Aufgrund der Nichtanwendbarkeit der zur Verfügung stehenden Bewertungsschemata für die marine Lebensphase der Finte (BfN 2017) und der wenigen Vorkommensnachweise aus den Schutzgebieten kann für die Finte keine gebietsspezifische Bewertung und demzufolge auch kein Soll-Ist-Abgleich auf Gebietsebene vorgenommen werden. Daher wird für den Ist-Zustand die Bewertung für die biogeographische Region nachrichtlich aus dem aktuellen FFH-Bericht (Berichtsperiode 2007–2012) übernommen. **Danach ist der Erhaltungszustand der Finte im nationalen Bericht 2013 (Berichtsperiode 2007–2012) gemäß Art. 17 FFH-RL mit U2 (ungünstig-schlecht) bewertet worden.**

Bei einem schlechten Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene ist davon auszugehen, dass die Bewertung übertragen werden kann und damit der Ist-Zustand auf Gebiets-ebene nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit für dieses Schutzgut vorliegt.

3.4.3 Weitere Fischarten nach Anh. II FFH-RL

Neben den in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Arten können auch die FFH-Arten Meerneunauge (*Petromyzon marinus*), Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) und Ostseeschnäpel (*Coregonus maenas*)⁵⁶ potenziell in den Schutzgebieten vorkommen, auch wenn aktuell keine Nachweise aus den Gebieten vorliegen. Ein Vorkommen z. B. des Meerneunauges ist jedoch für alle Küstengewässer der Nordsee und die angrenzenden Flusssysteme nachgewiesen (Muus & Nielsen 1999). Vereinzelt tritt die Art aber auch küstenferner auf (Heesen et al. 2015).

Ausführliche Steckbriefe mit Angaben zu Vorkommen, Verbreitung und Gefährdung sind für die genannten FFH-Arten in Narberhaus et al. (2012) publiziert.

3.4.4 Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten

Neben den FFH-Arten kommen die in Tab. 9 genannten Fischarten, die gem. nationalen und/oder regionalen Roten Listen als gefährdet eingestuft sind, in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee vor. Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee können für die angegebenen Arten einen Beitrag zu ihrer Erhaltung leisten.

Ausführliche Steckbriefe mit Angaben zu Vorkommen, Verbreitung und Gefährdung sind für die genannten Arten mit Ausnahme von Schellfisch, Großer Schlangennadel, Meerforelle, Großes Petermännchen sowie Zwergdorsch in Narberhaus et al. (2012) und Zidowitz et al. (2017) publiziert.

⁵⁶ Für den Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) gibt es in der deutschen Nordsee keine vitale, sich eigenständig reproduzierende Population mehr. Nach BfN (2009) ist beim Ostseeschnäpel (*Coregonus maraena*) von zwei Populationen auszugehen: einer Ostsee- und einer Nordseepopulation. Letztere ist nach BfN (2009) in der FFH-RL Anh. IV fälschlicher Weise als *C. oxyrinchus* bezeichnet worden. Bei *C. maraena* der Nordsee handelt es sich somit um eine FFH-Art. Es scheint sich dabei um eine etablierte Population aus dem Rhein zu handeln. Eine kleine Population (durch Besatz eingeführt) ist zudem aus dem Fluss Vidau in Dänemark bekannt (Freyhof & Schöter 2005).

Tab. 9: Gefährdete Fischarten mit Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.

x: zutreffend; -: nicht zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (Thiel 2013, Regionale Liste Nordsee; Flussneunauge: Freyhof 2009; Gewöhnlicher Stechrochen und Glattrochen-Komplex: Zidowitz 2017); *: ungefährdet, 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN 2016: LC: Least Concern, NT: Near Threatened, VU: Vulnerable, EN: Endangered, CR: Critically endangered

Wissenschaftlicher Artnamen	Deutscher Artnamen	Rote Liste- Kategorie	IUCN (2016)	OSPAR Commission (2008a)
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Schellfisch	2	VU	-
<i>Amblyraja radiata</i>	Sternrochen	3	VU	-
<i>Raja clavata</i>	Nagelrochen	1	NT	x
<i>Cetorhinus maximus</i>	Riesenhai		VU	x
<i>Dasyatis pastinaca</i>	Gewöhnlicher Stechrochen	2 (in 2013) 0 (in 2017)	VU	
<i>Dipturus batis</i> -Komplex	Glattrochen- Komplex	1 (in 2013) 0 (in 2017)	CR	x
<i>Galeorhinus galeus</i>	Hundshai	2	VU	
<i>Raja montagui</i>	Fleckrochen	R	LC	x
<i>Salmo salar</i>	Atlantischer Lachs	1	VU	x
<i>Salmo trutta</i>	Meerforelle	1		
<i>Squalus acanthias</i>	Dornhai	1	EN	x
<i>Trachinus draco</i>	Großes Petermänn- chen	2	LC	
<i>Trisopterus minutus</i>	Zwergdorsch	3	LC	

3.5 Seevögel

Im Folgenden sind die für das Gebietsmanagement relevanten Aspekte zu Vorkommen und ökologischer Funktion der Seevogelarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für alle drei Schutzgebiete dargestellt. Denn obwohl Vögel in Schutzgebieten nach FFH-RL kein Schutzgut darstellen, können sie als charakteristische Arten zur Bewertung von Lebensraumtypen herangezogen werden (vgl. Krause et al. 2008). Dem Auswahlmodus (vgl. BfN 2017, Anhang 3) folgend ist dies in der Nordsee im LRT „Sandbänke“ die Trauerente (NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“).

Die in Tab. 10 aufgelisteten Seevogelarten sind in der Verordnung zum NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als Schutzgut mit besonderem Schutzzweck (§ 5 Abs. 1 NSGSyIV) für den Bereich II namentlich genannt. Gleichzeitig sind diese Arten gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 3 Abs. 2 Nr. 3) im gesamten Komplexgebiet geschützt. Für die in Tab. 10 genannten Arten werden daher aufbauend auf den folgenden Beschreibungen für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände bewertet.⁵⁷ Im Folgenden werden daher alle Beschreibungen und Bewertungen für diese Arten sowohl für das gesamte Komplexgebiet als auch nur für Bereich II vorgenommen. Die Angaben für Bereich II sind insbesondere im Kontext von Zulassungsverfahren von Interesse; zu Managementzwecken werden die Angaben auf Komplexgebietsebene gebraucht.

⁵⁷ Ausnahmen sind die Spatelraubmöwe und der Skua, für die zu wenige Erfassungen für eine Bewertung vorliegen.

Tab. 10: Schutz- und Gefährdungsstatus der Seevögel mit besonderem Schutzzweck im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“; x: zutreffend; -: nicht zutreffend

Rote-Liste-Kategorie (Brutvögel: Grüneberg et al. 2015, wandernde Vogelarten: Hüppop et al.

2013): 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet,

3: gefährdet, R: extrem selten, *: ungefährdet; k. B.: kein Brutvogel in Deutschland; IUCN 2016 /

BirdLife International 2015: LC=Least Concern, NT=Near Threatened, VU=Vulnerable,

EN=Endangered, CR=Critically endangered; Berner Konvention: A II: Anhang II (streng geschützte

Tierarten); A III: Anhang III (geschützte Tierarten)

Deutscher Artname (Wissenschaftlicher Artname)	Schutzgebiet ⁵⁸	Schutzstatus				Gefährdungsstatus			
		EU-Code geschützte Vogelart gem. VRL Anhang I	EU-Code geschützte Zugvogelart gem. VRL	Schutzgut gem. AEWA (unter der Bonner Konvention, 1995)	Schutzgut gem. Berner Kon- vention, 1979	IUCN (2016)	European Red List of Birds (BirdLife International 2015)	Rote-Liste-Kategorie Brutvögel	Rote-Liste-Kategorie wandernder Vogelarten
Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>)	Syl (Ber. II)	-	A065	x	A III	LC	LC	k. B.	*
Sterntaucher (<i>Gavia stellata</i>)	Syl (Ber. II)	A001	A001	x	A II	LC	LC	k. B.	2
Prachtaucher (<i>Gavia arctica</i>)	Syl (Ber. II)	A002	A002	x	A II	LC	LC	k. B.	*
Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)	Syl (Ber. II)	-	A009	-	A III	LC	EN	R	*
Basstölpel (<i>Morus bassanus</i> , syn. <i>Sula bassana</i>)	Syl (Ber. II)	-	A016	x	A III	LC	LC	R	*
Spatelraubmöwe (<i>Stercorarius pomarinus</i>)	Syl (Ber. II)	-	A172	-	A III	LC	LC	k. B.	*
Skua (<i>Stercorarius skua</i> , syn. <i>Catharacta skua</i>)	Syl (Ber. II)	-	A175	x	A III	LC	LC	k. B.	*
Tordalk (<i>Alca torda</i>)	Syl (Ber. II)	-	A200	x	A III	NT	NT	R	*
Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)	Syl (Ber. II)	-	A199	x	A III	LC	NT	R	*
Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>)	Syl (Ber. II)	-	A188	x	A III	LC	VU	R	*
Zwergmöwe (<i>Hydrocoloeus minutus</i> ; syn. <i>Larus minutus</i>)	Syl (Ber. II)	A177	A177	x	A II	LC	NT	R	*
Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>)	Syl (Ber. II)	-	A182	x	A III	LC	LC	*	*
Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>)	Syl (Ber. II)	-	A183	x	-	LC	LC	*	*

⁵⁸ Schutzgut gem. *allgemeinem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und *besonderem* Schutzzweck in Bereich II

Deutscher Artname (Wissenschaftlicher Artname)	Schutzgebiet ⁵⁹	Schutzstatus				Gefährdungsstatus			
		EU-Code geschützte Vogelart gem. VRL Anhang I	EU-Code geschützte Zugvogelart gem. VRL	Schutzgut gem. AEWA (unter der Bonner Konvention, 1995)	Schutzgut gem. Berner Kon- vention, 1979	IUCN (2016)	European Red List of Birds (BirdLife International 2015)	Rote-Liste-Kategorie Brutvögel	Rote-Liste-Kategorie wandernder Vogelarten
Brandseeschwalbe (<i>Sterna sandvicensis</i>)	Syl (Ber. II)	A191	A191	x	A II	LC	LC	1	*
Flussseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>)	Syl (Ber. II)	A193	A193	x	A II	LC	LC	2	3
Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisaea</i>)	Syl (Ber. II)	A194	A194	x	A II	LC	LC	1	3

Mantel- und Silbermöwe sowie Papageitaucher (Tab. 11) werden im Folgenden beschrieben, da sie als Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung eingestuft werden. Für diese Arten werden jedoch keine Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände nicht bewertet.

Detaillierte Informationen zu naturschutzfachlich relevanten Aspekten sind den Artensteckbriefen in Mendel et al. (2008) zu entnehmen. Die Bestandszahlen basieren auf den im Unterkapitel Datengrundlagen genannten Untersuchungen.

⁵⁹ Schutzgut gem. *allgemeinem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und *besonderem* Schutzzweck in Bereich II

Tab. 11: Schutz- und Gefährdungsstatus von Mantel- und Silbermöwe sowie Papageitaucher.

x: zutreffend; -: nicht zutreffend

Rote-Liste-Kategorie (Brutvögel: Grüneberg et al. 2015, wandernde Vogelarten: Hüppop et al. 2013): 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, R: extrem selten, *: ungefährdet; k. B.: kein Brutvogel in Deutschland; IUCN 2016 / BirdLife International 2015: LC=Least Concern, NT=Near Threatened, VU=Vulnerable, EN=Endangered, CR=Critically endangered; Berner Konvention: A II: Anhang II (streng geschützte Tierarten); A III: Anhang III (geschützte Tierarten)

Deutscher Artname (Wissenschaftlicher Artname)	Schutzgebiet ⁶⁰	Schutzstatus				Gefährdungsstatus			
		EU-Code geschützte Vogelart gem. VRL Anhang I	EU-Code geschützte Zugvogelart gem. VRL	Schutzgut gem. AEWa (unter der Bonner Konvention, 1995)	Schutzgut gem. Berner Konvention, 1979	IUCN (2016)	European Red List of Birds (BirdLife International 2015)	Rote-Liste-Kategorie Brutvögel	Rote-Liste-Kategorie wandernder Vogelarten
Mantelmöwe (<i>Larus marinus</i>)	-	-	A187	x	-	LC	LC	*	*
Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>)	-	-	A184	x	-	LC	NT	*	*
Papageitaucher (<i>Fratercula arctica</i>)	-	-	A204	x	A III	VU	EN	0	2

Datengrundlagen

Für die Seevögel liegen aus der deutschen AWZ Monitoringdaten (s. .u.) vor, die bislang u. a. im Kontext der biogeographischen Regionen im Rahmen der Berichtspflichten nach Art. 12 VRL ausgewertet wurden (sog. Vogelschutzbericht). Die Angaben aus dem Vogelschutzbericht sind für gebietsbezogenes Management allerdings nicht nutzbar, da die Informationen aus Nord- und Ostsee sowie dem Binnenland im Vogelschutzbericht artweise zusammengefasst wurden und kein Bezug zu einzelnen Vogelschutzgebieten (SPA) hergestellt wurde. Hier werden diese zudem nur teilweise veröffentlichten Daten (zuletzt Markones et al. 2015) zur Bestandsbeschreibung und zur Bewertung der Erhaltungsgrade auf Gebietsebene herangezogen. Wo erforderlich, erfolgte eine Ergänzung um bisher nicht veröffentlichte Daten des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (FTZ).

⁶⁰ Schutzgut gem. *allgemeinem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und *besonderem* Schutzzweck in Bereich II

Für Seevögel in der Nordsee werden Daten von schiffs- und flugzeuggestützten Transektzählungen ab 1990 verwendet, die nach international standardisierten Methoden (Garthe et al. 2002, Diederichs et al. 2002, Camphuysen et al. 2004) erhoben worden sind. Waren dies anfangs überwiegend Daten aus einzelnen Forschungsprojekten, so sind es seit 2008 zu einem großen Teil Daten aus dem deutschen Meeresmonitoring, das im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz stattfindet (Markones et al. 2015). Bestandsangaben für einzelne Vogelarten je Schutzgebiet und Jahr entstammen Hochrechnungen, bei der die Vogeldichte (Individuen pro km²) entsprechend der Schutzgebietsfläche extrapoliert wurde. Dies geschieht bei jeder Vogelart separat für die vier Jahreszeiten Winter, Frühjahr, Sommer (Brutzeit) und Herbst, wobei diese Jahreszeiten artspezifisch festgelegt wurden (s. Markones et al. 2015). Die Extrapolation erfolgt zunächst für vier Teilgebiete (Nordhälfte Bereich II, Südhälfte Bereich II, Nordhälfte Komplexgebiet ohne Bereich II, Südhälfte Komplexgebiet ohne Bereich II) um räumliche Ungleichmäßigkeiten im Erfassungsaufwand ausgleichen zu können. Die berechneten Individuenzahlen der Teilgebiete werden zu einem Gesamtbestand für Bereich II bzw. das Komplexgebiet addiert.

Zwischen den für die Bewertung des Ist-Zustands errechneten Bestandsangaben für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und denen, die bei der allgemeinen Beschreibung des Vorkommens der Arten angegeben sind, kann es zu Abweichungen kommen. Die Gründe dafür sind die unterschiedliche Datengrundlagen und Auswertungsmethoden. Die Bestandsangaben für die ganze deutsche Nordsee wurden der entsprechenden Publikation von Garthe et al. (2007b) entnommen. Diese Daten umfassen die Jahre 1993–2003. Hingegen wurden die einzelnen Bestände in den Schutzgebieten für den längeren Zeitraum 1993–2013 speziell für die hier vorgenommenen Analysen berechnet. Dieser Zeitraum von 20 Jahren wurde auch als Grundlage für die Kartendarstellungen gewählt. Gegenüber diesen Durchschnittswerten kommen bei Betrachtung der durchschnittlichen Gebietskapazität Werte aus einzelnen Jahren zum Einsatz, die aufgrund natürlicher Fluktuationen deutlich abweichen können.

Als Grundlage zur Bewertung der **Populationsgröße** im Bewertungszeitraum wurde als Vergleichswert eine durchschnittliche Gebietskapazität ermittelt (vgl. BfN 2017). Hierzu wurden Daten aus den Jahren 1990–2015 verwendet, der Bewertungszeitraum ist dabei 2010–2015. Der höchste Wert für den hochgerechneten Bestand aus dem Bewertungszeitraum wurde jeweils mit dem Mittelwert der drei höchsten Bestandsangaben aus den einzelnen Jahren des Gesamtzeitraums (1990–2015) verglichen (BfN 2017). Dabei wurde von der Annahme ausgegangen, dass die drei höchsten Werte als durchschnittliche Gebietskapazität in etwa widerspiegeln, wie viele Vögel der betreffenden Art mindestens im NSG leben können. Dazu wurde in der Regel die Jahreszeit ausgewählt, in der das NSG die größte Bedeutung für die jeweilige Art hat. Wenn jedoch keine Daten aus der betreffenden Jahreszeit zur Verfügung standen, wurde eine andere Jahreszeit herangezogen. Der Maximalwert aus dem Bewertungszeitraum 2010–2015 kann höher ausfallen als die durchschnittliche Gebietskapazität, wenn

a) die Gebietskapazität von einer Art in den übrigen Jahren des Gesamtzeitraumes nicht ausgeschöpft wurde, d. h. weniger Vögel dort rasteten als von der Lebensraumbeschaffenheit her möglich gewesen wäre oder

b) sich die Lebensbedingungen für eine Art verbessert haben und im Bewertungszeitraum mehr Individuen dieser Art dort leben konnten als in den übrigen Jahren des Gesamtzeitraumes.

Die für das Komplexgebiet und für den Bereich II separat berechneten Werte zu durchschnittlicher Gebietskapazität und Maximalbestand werden für jede Art tabellarisch dargestellt, weil es sich um unpublizierte, speziell für die hier vorgenommenen Analysen ermittelte Werte handelt.

Aufgrund der Datenlage ist es nicht möglich, **Bestandstrends** für die Schutzgebiete zu berechnen. Stattdessen werden die für einen Teil der Seevogelarten berechneten Bestandstrends für die gesamte deutsche Nordsee für den Zeitraum 1990-2014 genutzt, die meist für den Sommer, bei Stern- und Prachtttaucher für das Frühjahr ermittelt wurden (Markones et al. 2015). Bei der Bewertung des Zustands der Population wurde die schutzgebietsspezifische Populationsgröße stärker gewichtet als der für die gesamte deutsche Nordsee geltende Bestandstrend (BfN 2017, Kap. 4.2.2), damit Einflüsse von außerhalb des NSG nur modifizierend, aber nicht ausschlaggebend in die Bewertung eingehen. Dadurch kann es in Einzelfällen zu scheinbar widersprüchlichen Bewertungen der Unterkriterien „Populationsgröße“ und „Bestandstrend“ kommen.

3.5.1 Trauerente (*Melanitta nigra*)

3.5.1.1 Biologie

Nichtbrütende Trauerenten halten sich ausschließlich auf dem Meer auf, besonders in küstennahen Flachwasserbereichen sowie auf Flachgründen im Offshore-Bereich. Trauerenten sind eng mit ihrer Hauptbeute, marinen Muscheln, assoziiert, die vor allem auf sandigen und grobkörnigen Substraten bis etwa 20 m Wassertiefe vorkommen (Fox 2003). Sie gelten damit als lebensraumtypische Arten für den LRT „Sandbänke“⁶¹. Wichtigste Beutearten sind in der südöstlichen Nordsee Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Herzmuscheln (*Cerastoderma* spp.), Trogmuscheln (*Spisula subtruncata*) und Amerikanische Scheidenmuscheln (*Ensis americanus*) (Durinck et al. 1993, Skov et al. 2008b, I.K. Petersen pers. Mitt.).

Trauerenten sind hauptsächlich tagaktiv, das Zuggeschehen findet jedoch meist in der Dämmerung oder nachts statt (Berndt & Busche 1993). In der Regel fliegen Trauerenten niedrig, nur 1 % der Flüge finden oberhalb 20 m statt (Cook et al. 2012). Trauerenten mausern zwischen Mitte Juni und Mitte November. Da ihre Schwungfedern dabei synchron abgeworfen werden, sind sie für 2–3 Wochen flugunfähig und in dieser Zeit besonders störanfällig.

⁶¹ Gilt aufgrund des in Kap. 3.5.1.2 beschriebenen Vorkommens nur für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

3.5.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Trauerenten halten sich ganzjährig in der deutschen Nordsee auf, brüten aber nicht in Deutschland. Das Vorkommen ist dabei größtenteils auf die Küsten- und flacheren Offshore-Gebiete beschränkt und reicht bis etwa zur 20 m-Tiefenlinie heran (Spalke et al. 2014). Im küstenfernen Bereich rasten Trauerenten nur selten und in sehr geringen Anzahlen, können dort aber durchziehen.

Im Herbst und Frühjahr sind die Vorkommen stark vom Zuggeschehen beeinflusst. Hohe Konzentrationen treten v. a. entlang der Ostfriesischen Inseln bzw. am Westrand des Nordfriesischen Wattenmeeres auf.

Im Winter treten sehr große Rastbestände von Trauerenten in der deutschen Nordsee auf. Deutliche Konzentrationen befinden sich entlang der schleswig-holsteinischen Westküste. Im Elbe-Weser-Bereich und entlang der Ostfriesischen Inseln kommen Trauerenten in geringen bis mittleren Dichten vor. Die äußeren Bereiche des nördlichen Wattenmeeres sowie das Gebiet von Terschelling bis Juist gelten als international bedeutende Überwinterungsgebiete für Trauerenten (Skov et al. 1995, Nehls 1998). Diese Vorkommen beschränken sich auf küstennahe Gewässer und erstrecken sich daher nicht bis in das NSG „Borkum Riffgrund“ hinein.

Im Sommer findet ein starker Mauserzug von Trauerenten der nördlichen und östlichen Brutgebiete in die Mausergebiete der südöstlichen Nordsee statt. In niedrigen und mittleren Dichten halten sich dann Trauerenten nahezu im gesamten küstennahen Offshore-Bereich von Sylt bis zu den Ostfriesischen Inseln auf. Eine hohe Konzentration befindet sich auch vor der Halbinsel Eiderstedt. Dieser Bereich wurde vielfach als wichtiges Mausergebiet für Trauerenten beschrieben (Berndt & Busche 1993, Nehls 1998, Deppe 2003, Markones & Garthe 2011). Hohe Dichten wurden ebenfalls am nördlichen Ende von Sylt beobachtet. Möglicherweise handelt es sich dabei um einen Ausläufer des größeren Mauservorkommens vor dem dänischen Wattenmeer (Laursen et al. 1997). Skov et al. (1995) bezeichnen das nördliche Wattenmeer als international bedeutsames Mausergebiet für diese Art. Kleine Vorkommen halten sich auch vor den Ostfriesischen Inseln auf (siehe auch Mitschke et al. 2001).

NSG „Borkum Riffgrund“

Das Vorkommen vor den Ost- und Westfriesischen Inseln beschränkt sich auf die Hoheitsgewässer und erstreckt sich nicht in das NSG „Borkum Riffgrund“ hinein. Aufgrund der Nähe zu den küstennahen Vorkommen treten Trauerenten dennoch vereinzelt im NSG auf (Mendel et al. 2008).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ kommt die Trauerente nicht vor (Mendel et al. 2008).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Trauerenten ganzjährig vor. Besonders im Winter (und in geringerem Maße auch im Sommer und Frühjahr) erstreckt sich ein großes Rastvorkommen vor den Nordfriesischen Inseln bis in die östlichen Bereiche des NSG hinein (Tab. 12, Abb. 13), wobei stellenweise hohe Individuendichten von > 100 Ind./km² beobachtet wurden (Markones & Garthe 2011, Spalke et al. 2014). Das Vorkommen im Schutzgebiet fällt in den Bereich II. Auf dem Zug überqueren Trauerenten auch Bereiche des Schutzgebietes, die deutlich weiter von der Küste entfernt sind, nachweislich z. B. den Süden des westlich von Bereich II gelegenen Gebietsteils (Helbig et al. 1979).

Tab. 12: Rastbestandszahlen der Trauerente für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 FTZ unpubliziert); n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶²	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	56.000	3,5	2.400	n. a.	0
Sommer	66.000	4,1	3.800	n. a.	0
Herbst	18.500	1,3	110	n. a.	0
Winter	135.000	8,4	15.000	n. a.	0

⁶² Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

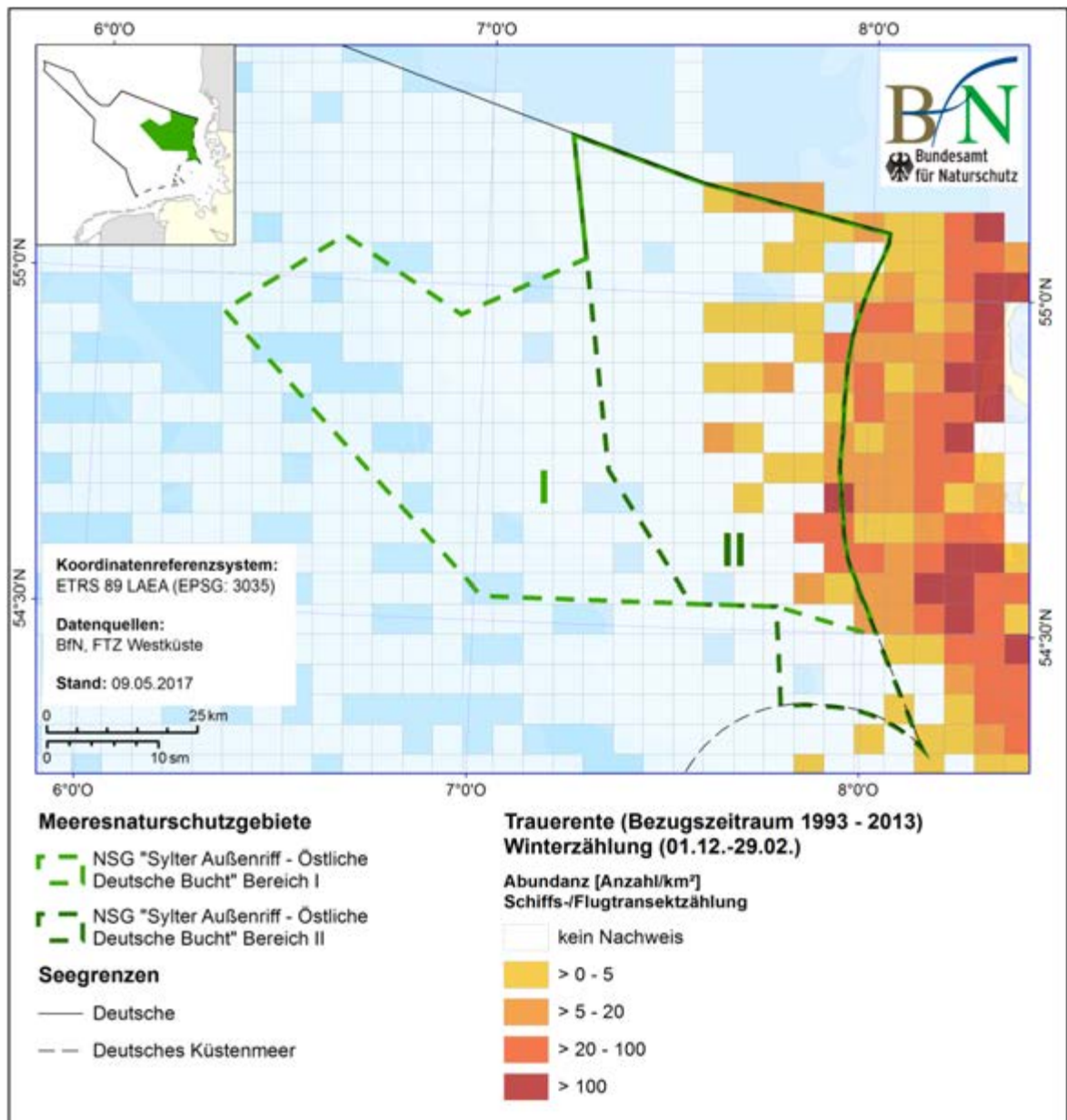


Abb. 13: Mittlere Abundanz der Trauerente im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.1.3 Ökologische Funktionen

In Meeresgebieten, in denen die Trauerente regelmäßig und in größerer Zahl vorkommt, spielt sie aufgrund ihrer hohen Individuendichte eine wichtige Rolle als Topprädator und beeinflusst dabei Abundanzen und Größenverteilungen von Muscheln im Sediment. Dies ist im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ der Fall, während sie in den beiden NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ nicht regelmäßig auftritt.

Die besondere ökologische Funktion der Trauerente im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** ergibt sich aus den zeitweise hohen Winterbeständen von im Mittel 15.000 Individuen, was immerhin 1,7 % der auf 900.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2016) und sogar 11,5 % des

Winterbestandes der deutschen Nordsee von 130.000 Individuen (Garthe et al. 2007b) ausmacht. Zeitweise sind sicherlich noch mehr Trauerenten im NSG anwesend, da es offenbar zwischen und innerhalb von Wintern zu Verlagerungen der Rastbestände kommt, vermutlich im Zusammenhang mit dem Angebot an nutzbaren Muscheln (vgl. Markones & Garthe 2011, Spalke et al. 2014). Daraus ergibt sich eine sehr enge Verknüpfung mit dem gemessen am Gesamtbestand bedeutenderen Vorkommen im unmittelbar östlich anschließenden SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“. Bei Helgoland entlang einer Südwest-Nordost-Achse fliegende Trauerenten (Dierschke et al. 2011) legen darüber hinaus einen ganzjährigen Individuenaustausch mit dem SPA „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“ nahe. Auf den Wanderungen zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten werden von den Vögeln des NSG höchstwahrscheinlich auch weitere Natura 2000-Gebiete entlang der Zugwege genutzt, so dass das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks gelten kann.

3.5.1.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Angesichts der unter dem Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellten Verhältnisse zwischen Verbreitung und Bestandsgröße ist davon auszugehen, dass das NSG inzwischen zumindest zeitweise Teile des Rastbestandes im östlich angrenzenden SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ aufnimmt, möglicherweise in Folge von Nahrungsknappheit. **Daraus ergibt sich für Bereich II und damit das gesamte Komplexgebiet eine hohe Bedeutung. In der Gesamtbeurteilung wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.1.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Wie in den Kap. 3.5.1.2 und 3.5.1.3 erläutert, strahlt das individuenstarke Rastvorkommen des SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ in neuester Zeit auf den Ostteil des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ aus.

Die durchschnittliche Gebietskapazität ist im Bewertungszeitraum (2010–2015) erreicht worden (Tab. 13). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ als hervorragend (A) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Nordsee betrachtet. Dabei hat sich für den Winterbestand trotz der zuletzt im NSG beobachteten Zunahme kein statistisch signifikanter Trend ergeben (Markones et al. 2015), so dass dieses Unterkriterium entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Methodik mit gut (B) bewertet wird. Gemäß der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargelegten Aggregationsregeln führt eine Bewertung des Bestandstrends mit gut (B) bei gleichzeitiger Bewertung der Populationsgröße mit

hervorragend (A) nicht zu einer Abwertung, so dass das Kriterium „**Zustand der Population**“ für den Bereich II und das Komplexgebiet insgesamt als hervorragend (**A**) bewertet wird.

Tab. 13: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trauerente im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Winter	30.710	32.059	A
Komplexgebiet	Winter	30.710	32.059	A

Aufgrund der Beschränkung des Vorkommens auf den Ostteil von Bereich II werden Trauerenten von einigen im Schutzgebiet stattfindenden Nutzungen nicht beeinträchtigt. Offshore-Windparks und der dazugehörige Schiffsverkehr befinden sich außerhalb dieses Bereichs und beeinflussen Trauerenten in diesem Schutzgebiet nur insofern, als ziehende Vögel den im Schutzgebiet liegenden Windpark „Butendiek“ umfliegen und Fahrten von Serviceschiffen von und zu diesem Windpark das Vorkommensgebiet queren. Schiffe sind als Störungen anzusehen, da Trauerenten vor ihnen auf große Distanz flüchten (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Unter den Nutzungsformen kommen hier vor allem die Berufsschifffahrt und die Fischerei in Frage. Während die Berufsschifffahrt abgesehen von den Transferfahrten zu Windparks größtenteils westlich des Trauerenten-Vorkommens erfolgt und die Freizeitschifffahrt unbedeutend ist (Kap. 4.1.1 und Kap. 4.1.2), sind es Fischereifahrzeuge, die auf Trauerenten einwirken. Vor allem kleine Beamtrawler und Kutter mit Grundschleppnetzen befischen die von Trauerenten bevölkerten Gebiete (Kap. 4.1.2) und sorgen für Störungen. Darüber hinaus wird durch diese grundberührende Fischerei der Meeresboden physisch geschädigt, was sich negativ auf das Nahrungsangebot für Trauerenten auswirkt. Da diese Form von Fischerei direkt im Schutzgebiet weniger intensiv ausgeübt wird als in Gebieten östlich davon, störende militärische Aktivitäten wahrscheinlich nur sporadisch auftreten (Kap. 6.14.3) und andere Nutzungen für die Trauerente kaum eine Rolle spielen, kann das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ für Bereich II und Komplexgebiet mit (**B**) bewertet werden.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 45 zusammengefassten Einzelbewertungen der beiden Kriterien (A-B) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) für Bereich II und Komplexgebiet jeweils den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand zeigt somit **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.5.2 Sterntaucher (*Gavia stellata*)

3.5.2.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Sterntaucher vorwiegend auf dem Meer auf. Dabei scheinen sie Gebiete zu bevorzugen, in denen sich Fronten im Meer durch einfließendes Süßwasser von Flüssen bilden (Skov & Prins 2001).

Sterntaucher sind überwiegend Fischfresser und erbeuten ihre Nahrung tauchend. Sie sind Nahrungsopportunisten, so dass das Beutespektrum die lokale Fischfauna widerspiegelt. Eine große Rolle spielen benthopelagische Schwarmfische, z. B. Hering (*Clupea harengus*) und Dorsch (*Gadus morhua*) (Durinck et al. 1994).

Sterntaucher sind tagaktiv, der Zug findet aber auch nachts statt. Sie fliegen meist flach über das Wasser (nach Cook et al. (2012) nur 2 % der Flüge > 20 m), bei starkem Rückenwind jedoch bevorzugt in Höhen > 12 m und teilweise > 50 m (Krüger & Garthe 2001, Dierschke & Daniels 2003).

3.5.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Zur biogeografischen Population „NW-Europa“ gehörende Sterntaucher brüten nicht in Deutschland, halten sich aber während der Zugzeiten und im Winter sowie selten auch im Sommer in der deutschen Nordsee auf. Im Herbst baut sich das Wintervorkommen mit zunächst vereinzelt Vorkommen im Küstengebiet langsam auf. Im Winter kommen Sterntaucher dann nahezu im gesamten Küstenbereich vor Schleswig-Holstein in geringen Dichten vor. In den niedersächsischen Hoheitsgewässern ist die Verbreitung lückenhafter. In der deutschen AWZ der Nordsee befindet sich der Verbreitungsschwerpunkt mit z. T. hohen Dichten westlich von Schleswig-Holstein im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Im Frühjahr sind Sterntaucher entlang des gesamten Küstenstreifens verbreitet, höhere Konzentrationen können lokal nördlich der Ostfriesischen Inseln und verbreitet westlich von Schleswig-Holstein auftreten. Das Vorkommen erstreckt sich stärker als im Winter weit in die Offshore-Bereiche der AWZ hinein, mit teilweise flächigen Vorkommen bis zu einer Entfernung von 100 km von der Küste. Die höchsten Konzentrationen befinden sich im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Garthe et al. 2015), so dass dieser Bereich als „Hauptkonzentrationsgebiet für Seetaucher“ in der deutschen Nordsee gilt (BMU 2009, Schwemmer et al. 2014, Kap. 3.5.2.3).

NSG „Borkum Riffgrund“

Sterntaucher treten von August bis Mai im NSG „Borkum Riffgrund“ auf. Während im Herbst und Winter eher geringe Individuendichten zu beobachten sind, erstreckt sich das Vorkommen im Frühjahr über alle Teile des Schutzgebietes und besonders im Nordteil werden hohe Dichtewerte erreicht (Mendel et al. 2008, FTZ unpubliziert). Aus den Rastvorkommen außerhalb des Schutzgebietes ergibt sich, dass das NSG „Borkum Riffgrund“ auch von Sterntauchern auf dem Zug durchflogen wird.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ kommen Sterntaucher nach aktueller Datenlage nicht regelmäßig vor (Mendel et al. 2008), doch ist ein Durchqueren des Gebiets auf dem Zug denkbar.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ halten sich Sterntaucher im Winter und im Frühjahr regelmäßig in größerer Anzahl auf (Tab. 14). Ab August setzt der Wegzug aus den Brutgebieten ein, aber erst ab November nimmt das Vorkommen deutlich zu. Im Frühjahr werden die höchsten Anzahlen im östlichen, aber auch im westlichen Teil des NSG sowie in nordwestlich angrenzenden Meeresgebieten erreicht (Abb. 14). Der Abzug erstreckt sich bis in den Mai, von Juni bis August halten sich im NSG nur unregelmäßig einzelne Vögel auf. Zusätzlich zu den im Gebiet rastenden Vögeln durchqueren weitere Sterntaucher das NSG auf dem Zug.

Als Grund für das starke Rastvorkommen in diesem Seegebiet wird ein gutes Angebot an benthopelagischen Kleinfischen im Zusammenhang mit dem hydrographischen Frontensystem des Jütland-Stroms angenommen (Skov & Prins 2001, Garthe et al. 2015). Da Lage und Ausdehnung dieser Auftriebsgebiete variieren, kann das Rastvorkommen von Sterntauchern im NSG jahrweise unterschiedliche Schwerpunkte aufweisen, reicht aber in jedem Fall weit in das Komplexgebiet westlich von Bereich II hinein (Garthe et al. 2015).

Tab. 14: Rastbestandszahlen der Sterntaucher für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Flugzeugtranssektzählungen (Bezugszeitraum: 2002–2006; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und das NSG „Borkum Riffgrund“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtranssektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert). Einer neueren Berechnung zufolge beträgt der Frühjahrsbestand des Sterntauchers in der deutschen Nordsee 18.600 Individuen (Bezugszeitraum 2002–2013; Garthe et al. 2015). n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶³	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	16.500	5,5	10.000	650	n. a.
Sommer	0	0,0	0	0	n. a.
Herbst	200	0,1	1.200	70	n. a.
Winter	3.600	1,2	2.000	70	n. a.

⁶³ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

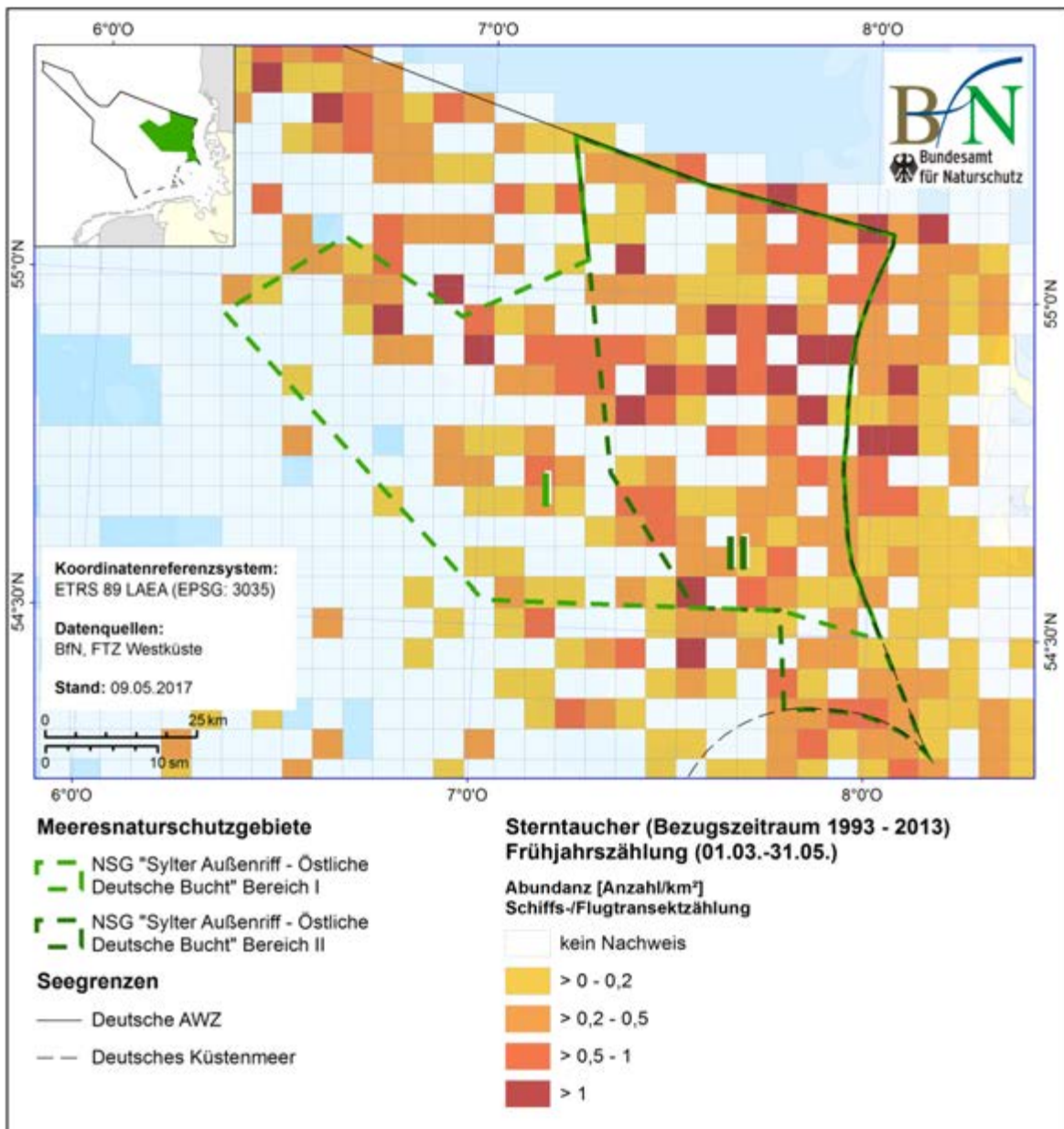


Abb. 14: Mittlere Abundanz des Sternetauchers im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.2.3 Ökologische Funktionen

In marinen Ökosystemen gehören die piscivoren Sternetaucher zu den Topprädatoren, die insbesondere beim Erreichen hoher Individuendichten lokal auch quantitativ eine Rolle spielen. Aufgrund großer Scheu vor Vertikalstrukturen (wie z. B. Windenergieanlagen, Kap. 5.4.6) sind weiträumige, unzerschnittene Lebensräume für Sternetaucher von hoher Bedeutung.

Aufgrund seiner überragenden Bedeutung als Frühjahrsrastgebiet für Sternetaucher wurde ein Teil des Meeresgebietes westlich der schleswig-holsteinischen Küste als SPA „Östliche Deutsche Bucht“ etabliert (Garthe et al. 2012), das mit dem **Bereich II** des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** räumlich deckungsgleich ist.

Das Rastvorkommen reicht weit in den Westteil des NSG hinein (Garthe et al. 2015), so dass das **Komplexgebiet** sehr große Populationsanteile beherbergt. Es halten sich dort im März/April etwa 10.000 Individuen auf, was einem Anteil von 3,3 % an der biogeographischen Population (vgl. Wetlands International 2016) bzw. von 11 % des nordwest-europäischen Winterbestandes (vgl. Dierschke et al. 2012) und 54 % des inzwischen auf 18.600 Individuen bezifferten Frühjahrs-Rastbestandes in der deutschen Nordsee (vgl. Garthe et al. 2015) entspricht. Unter Berücksichtigung eines Durchflusses von Individuen, deren Rastdauer nicht bekannt ist, dürften diese Anteile noch größer sein (Dierschke et al. 2012). Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist nahezu deckungsgleich mit dem von BfN und BMU auf Basis wissenschaftlicher Untersuchungen des FTZ festgelegten „Hauptkonzentrationsgebiet für Seetaucher“ (BMU 2009, Schwemmer et al. 2014). In Deutschland gelten die Rastbestände dieser Art, die einer Vielzahl anthropogener Störfaktoren ausgesetzt ist (Dierschke et al. 2012), als stark gefährdet (Hüppop et al. 2013).

Es ist zu betonen, dass Rastgebieten auf dem Heimzug bereits eine Rolle für die bevorstehende Reproduktion zukommt, weil die dort erworbene Körperkondition Auswirkungen auf den späteren Bruterfolg haben kann. Insbesondere bei arktischen Brutvögeln bestimmen die Energiereserven bei der Ankunft im Brutgebiet darüber, ob und wie viele Jungvögel aufgezogen werden können (Ebbinge & Spaans 1995).

Mit Hilfe der Satellitentelemetrie (Boertmann & Mosbech 2011, Kleinschmidt et al. 2015) konnte gezeigt werden, dass Verbindungen zwischen dem **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** und dem SPA „Outer Thames Estuary“ in den Küstengewässern Großbritanniens bestehen, welches als wichtigstes Überwinterungsgebiet von Sterntauchern in Europa gilt (O’Brien et al. 2008, Goodship et al. 2015). Verbindungen bestehen aber auch zum SPA „Pommersche Bucht“, wo auf dem Heimzug viele Sterntaucher rasten (Dierschke et al. 2012). Ebenso hat die Satellitentelemetrie gezeigt, dass im NSG Brutvögel dieser Art aus ganz verschiedenen Bereichen des Brutareals vorkommen (Grönland, Skandinavien, Sibirien; Kleinschmidt et al. 2015). Diese Erkenntnisse zu Raum-Zeit-Mustern von Individuen verdeutlichen die bedeutende Rolle des NSG im Zugsystem der Art. Darüber hinaus ist eine enge Verzahnung des Vorkommens im NSG mit den angrenzenden SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) festzustellen. Auch eine Verbindung zum **NSG „Borkum Riffgrund“** ist denkbar, wenngleich jenes Gebiet quantitativ eine weitaus geringere Rolle spielt (Tab. 14).

3.5.2.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, zeigen der hohe Populationsanteil rastender Sterntaucher im Frühjahr und die nachgewiesene Vernetzung mit anderen Natura 2000-Gebieten die herausragende Bedeutung, die das Komplexgebiet auch nach

neueren Daten (Garthe et al. 2015) als Rastgebiet für die Art hat. Die Konnektivität zwischen Rastgebiet im Frühjahr (Körperkondition) und Brutgebiet (Reproduktionserfolg) unterstreicht die wichtige Rolle, die das Gebiet für die Populationsentwicklung des Sterntauchers einnimmt. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 NSGSyIV im gesamten NSG die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Ferner wird für den Bereich II die Erhaltung der *natürlichen* Qualität der Lebensräume als Schutzziel genannt (§ 5 Abs. 2 NSGSyIV), wobei für den Sterntaucher angesichts seiner weiträumigen Meidung von Offshore-Windparks insbesondere der Aspekt der *Unzerschnittenheit* bzw. des *ungehinderten Zugangs* zu angrenzenden und benachbarten Meeresbereichen von Bedeutung ist. Unzerschnittene Lebensräume sind darüber hinaus auch Schutzzweck im Bereich I (§ 4 Abs. 2 NSGSyIV). Für die oft mit hydrographischen Fronten assoziierte Art ist außerdem der in § 5 Abs. 2 NSGSyIV genannte Erhalt einer erhöhten biologischen Produktivität an den vertikalen Frontenbildungen von Bedeutung.

3.5.2.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Im Winter und Frühjahr verteilen sich die Rastbestände des Sterntauchers großflächig über das gesamte NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Zur Bewertung wird hier das individuenstärkere Rastvorkommen im Frühjahr herangezogen. Sowohl auf Bereich II als auch auf das Komplexgebiet bezogen wurde im Bewertungszeitraum die durchschnittliche Gebietskapazität erreicht (Tab. 15). Daher ist für das Unterkriterium „Populationsgröße“ ein „hervorragender“ Zustand mit (A) festzulegen. Für das Unterkriterium „Bestandstrend“ wird die Entwicklung des Frühjahrsrastbestands in der gesamten deutschen Nordsee herangezogen. Für die Jahre 2002–2014 ist für Seetaucher (Stern- und Prachtaucher) trotz der zuletzt sehr hohen Bestände im NSG kein statistisch signifikanter Trend für die gesamte deutsche Nordsee festzustellen (Markones et al. 2015), so dass dieses Unterkriterium entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Methodik mit (B) bewertet wird. Gemäß den Aggregationsregeln (BfN 2017, Kap. 4.2.2) führt eine Bewertung des Bestandstrends mit (B) nicht zu einer Abwertung im Kriterium „**Zustand der Population**“, welches dadurch für beide Betrachtungsebenen (Bereich II und Komplexgebiet) eine Einstufung als hervorragend (**A**) bekommt.

Tab. 15: Durchschnittliche Gebietskapazität des Sterntauchers im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet. Der Maximalwert stellt im Gegensatz zur durchschnittlichen Gebietskapazität einen Einzelwert dar, der im Rahmen der natürlichen Variationen der Population im Bewertungszeitraum besonders hoch war.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Frühjahr	5.530	7.334	A
Komplexgebiet	Frühjahr	6.438	7.673	A

Im gesamten Schutzgebiet, d. h. sowohl im Bereich II als auch im Komplexgebiet, sind die rastenden Sterntaucher Beeinträchtigungen durch menschliche Nutzungen ausgesetzt. Besonders stark macht sich dabei die Energieerzeugung aus Wind bemerkbar. Die starke Meidung von Offshore-Windparks führt zu einem Lebensraumverlust von 4,3 % des Bereichs II und 3,1 % des Komplexgebiets (s. Kap. 6.12.4) und zur Zerschneidung des marinen Lebensraums, auch für durch das Schutzgebiet hindurch ziehende Vögel. Im Zusammenhang mit dem Betrieb von Windparks im Schutzgebiet bzw. an dessen Grenzen sowie weiterer Windparks in der näheren Umgebung kommt es zu erhöhtem Schiffsverkehr durch Serviceschiffe; andere Formen der Berufsschifffahrt, die militärische Schifffahrt und Fischereifahrzeuge, verursachen aufgrund der hohen Fluchtdistanz vor Schiffen (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011) zusätzliche Störungen. Der Schiffsverkehr sorgt daher in allen Teilen des Schutzgebietes für weiteren (temporären) Lebensraumverlust und Beeinträchtigungen der Körperkondition (Energieverluste durch zusätzliche Flüge und fehlende Zeit zur Nahrungssuche). Großflächig genehmigte Gewinnung von Sand und Kies (s. Kap. 4.2.7) kann zusätzlich zu Störungen während des Abbaubetriebs sowie zu Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. zu einem Lebensraum-/Biotopverlust und Trübungsfahnen führen, allerdings sind die Auswirkungen bei derzeitiger Abbauintensität gering (Kap. 6.10.4). Alle genannten Nutzungen führen für Sterntaucher aufgrund ihrer hohen Flucht- und Meidedistanzen zu einer Zerschneidung ihres Lebensraumes. Durch die grundberührende und die pelagische Schleppnetzfisherei wird darüber hinaus das Nahrungsangebot reduziert (Kap. 6.4.4 und Kap. 6.5.4). In Anbetracht des Ausmaßes und der Summation der Störungen wird das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ für Bereich II und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet. Die Beeinträchtigungen im Schutzgebiet scheinen sich jedoch aktuell noch nicht auf den Zustand der Population der Seetaucher auszuwirken. Außerdem sind die schwerwiegendsten Beeinträchtigungen mit dem Bau des OWP „Butendiek“ erst zum Ende des Bewertungszeitraumes (Bau ab 2014) aufgetreten. Dadurch können dessen Auswirkungen erst im nächsten Bewertungszeitraum beurteilt werden.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (A-C) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) den **Ist-Zustand (B)** für Bereich II und Komplexgebiet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.5.3 Prachtaucher (*Gavia arctica*)

3.5.3.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Prachtaucher vor allem auf dem Meer auf. In der Deutschen Bucht ist eine Präferenz für trübes, mäßig salzreiches Küstenwasser zu erkennen, mit Verdichtung der Vorkommen entlang von hydrographischen Fronten („estuarine fronts“; Skov & Prins 2001). Bei der Nahrungssuche tauchen sie nach bis zu 25 cm langen Fischen, u. a. Grundeln (Gobiidae), Heringen (*Clupea harengus*), Sprotten (*Sprattus sprattus*) und Sandaalen (Ammodytidae) (Mendel et al. 2008).

Prachtaucher suchen tagsüber Nahrung, der Zug kann aber tagsüber und nachts stattfinden. Nur selten fliegen sie höher als 50 m (Dierschke & Daniels 2003), fast immer sogar tiefer als 20 m (Cook et al. 2012).

3.5.3.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Prachtaucher kommen in der deutschen Nordsee in deutlich geringerer Anzahl vor als Sterntaucher. Im Winter und Frühjahr beträgt ihr Anteil bei artbestimmten Seetauchern ca. 8 % (Garthe 2003a, Markones et al. 2015).

Prachtaucher brüten nicht in Deutschland, sondern halten sich dort während der Zugzeiten und im Winter auf. Nach derzeitigem Kenntnisstand entsprechen ihre großräumigen Verbreitungsmuster in der deutschen Nordsee denjenigen der Sterntaucher: vereinzelte Vorkommen im Küstenbereich im Herbst; im Winter geringe Dichten im nahezu gesamten Küstenbereich Schleswig-Holsteins und eher lückenhafte Verbreitung entlang der Küste Niedersachsens; im Frühjahr Verbreitung entlang des gesamten Küstenstreifens und in den Offshore-Bereich der AWZ mit Schwerpunkt NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Entsprechend gilt jenes NSG als „Hauptkonzentrationsgebiet von Seetauchern“ in der deutschen Nordsee (BMU 2009, Schwemmer et al. 2014, Kap. 3.5.3.3). Im Frühjahr werden die höchsten Anzahlen erreicht (Tab. 16), im Sommer kommen Prachtaucher höchstens vereinzelt in der deutschen Nordsee vor.

NSG „Borkum Riffgrund“

Analog zum Sterntaucher rasten Prachtaucher im NSG „Borkum Riffgrund“ im Herbst und Winter nur in sehr kleiner Zahl, lediglich im Frühjahr wird das NSG etwas stärker frequentiert (Mendel et al. 2008, FTZ unpubliziert; s. auch Tab. 16). Es ist davon auszugehen, dass zusätzlich zu den Rastvögeln auch durchziehende Vögel im Schutzgebiet vorkommen.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ kommen Prachtaucher nicht regelmäßig vor (FTZ unpubliziert), doch ist nicht auszuschließen, dass sie das Gebiet auf dem Zug berühren.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ halten sich Prachtttaucher im Winter und v. a. im Frühjahr regelmäßig in größerer Anzahl auf (Tab. 16). Ab August setzt der Wegzug aus den Brutgebieten ein, doch nimmt das Vorkommen erst ab November deutlich zu. Im Frühjahr werden die höchsten Anzahlen v. a. im östlichen, aber auch im westlichen NSG sowie in nordwestlich angrenzenden Meeresgebieten erreicht. Die Karte nachgewiesener Prachtttaucher (Abb. 15) gibt die Verbreitung nur unzureichend wieder, weil auch unter den bei schiffs- und flugzeuggestützten Erfassungen nicht bestimmbar Seetauchern Prachtttaucher anzunehmen sind. Die Verbreitung des Prachtttauchers dürfte weitgehend der des Sterntauchers (Abb. 14) entsprechen (s. auch Garthe et al. 2015). Der Abzug aus dem NSG erstreckt sich bis in den Mai. Zusätzlich zu den Rastvögeln durchfliegen Prachtttaucher das NSG auf dem Zug.

Tab. 16: Rastbestandszahlen der Prachtttaucher für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2002–2006; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und das NSG „Borkum Riffgrund“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)). Größenklassen (in 6 Anlehnung an SDB 2011): I: 1 bis 5 Ind., III: 11 bis 50 Ind. n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁴	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	2.000	0,5	210	I	n. a.
Sommer	0	0,0	0	0	0
Herbst	III	< 0,1	0	0	n. a.
Winter	300	0,1	23	0	n. a.

⁶⁴ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

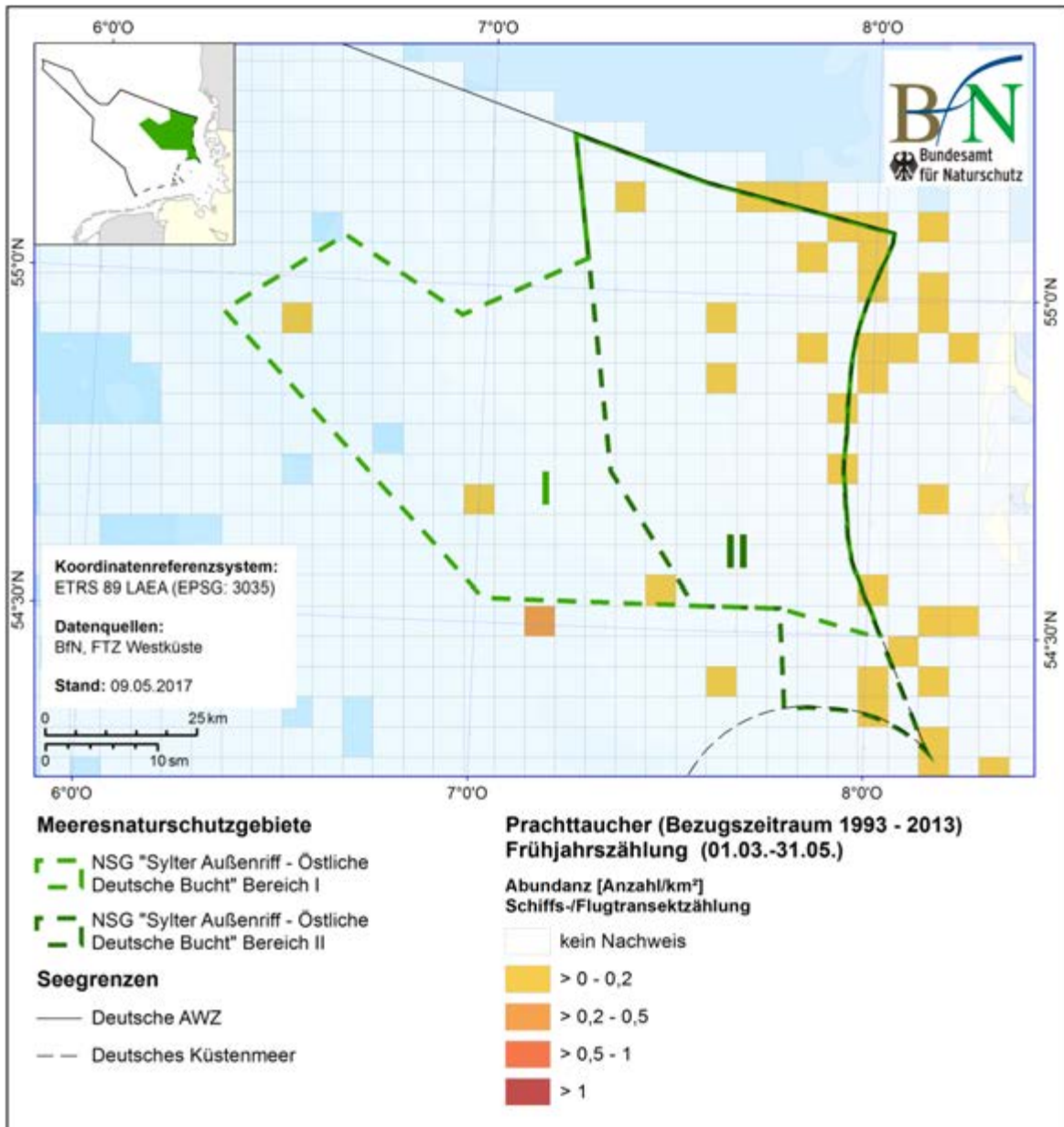


Abb. 15: Mittlere Abundanz des Prachtauchers im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.3.3 Ökologische Funktionen

Prachtaucher sind piscivore Topprädatoren in marinen Lebensräumen und profitieren von der Unzerschnittenheit solcher Gebiete, da sie sich von vertikalen Strukturen (wie z. B. Windenergieanlagen) fernhalten (Kap. 5.4.6).

Prachtaucher sind mit viel kleinerem Anteil als Sterntaucher unter den im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** rastenden Seetauchern vertreten. Der mittlere Frühjahrsrastbestand von 210 Vögel macht zwar nur einen Anteil von 0,06 % der biogeographischen Population aus, in Bezug zum Frühjahrsrastbestand der deutschen Nordsee von 1.600 Individuen (Garthe et al. 2015) beträgt der Anteil aber 13 %. Das NSG ist dementsprechend nahezu deckungsgleich mit dem von BfN und BMU auf Grundlage

wissenschaftlicher Untersuchungen des FTZ festgelegten „Hauptkonzentrationsgebiet von Seetauchern“ (BMU 2009, Schwemmer et al. 2014).

Prachttaucher finden in diesem NSG besonders günstige Lebensbedingungen vor. Dies betrifft vor allem ein günstiges Nahrungsangebot an den hydrographischen Fronten. Ebenso wie das NSG gehören die unmittelbar benachbarten Meeresgebiete als SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) zum Natura 2000-Netzwerk. Es ist damit zu rechnen, dass ein Prachttaucher außerhalb der Brutzeit während Zug und Überwinterung verschiedene Natura 2000-Gebiete aufsucht, so dass das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** wichtiger Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks ist.

Im Jahreszyklus ist das Rastvorkommen im Frühjahr am stärksten ausgeprägt. Zu dieser Zeit werden Energiereserven für den Zug ins Brutgebiet angelegt. Für andere arktische Brutvögel ist nachgewiesen, dass der Umfang dieser Reserven Auswirkungen auf den Bruterfolg hat (Ebbinge & Spaans 1995), so dass das Schutzgebiet auch zu einer erfolgreichen Aufzucht von Jungvögeln beitragen kann.

Aufgrund sehr viel kleinerer Anzahlen rastender Prachttaucher ist eine solche Bedeutung für das **NSG „Borkum Riffgrund“** nur in geringem Umfang abzuleiten.

3.5.3.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Gemessen am Anteil am Rastbestand der deutschen Nordsee im Frühjahr ist Bereich II und dem Komplexgebiet die Stufe (B) zuzuweisen, da ein Anteil von 15 % am Bestand nicht erreicht wird. Das NSG ist zwar integrativer Bestandteil der Natura 2000-Gebietskulisse, spielt aber für den Prachttaucher keine so herausragende Rolle wie bspw. für den Sterntaucher. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.3.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Prachttaucher sind mit einem Anteil von ca. 8 % unter den im Frühjahr in der Deutschen Bucht rastenden Seetauchern vertreten (Markones et al. 2015). Da bisher keine abweichenden Verbreitungsmuster oder Verhaltensweisen gegenüber menschlichen Nutzungen festgestellt wurden, erfolgt die Bewertung für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ analog zu der des Sterntauchers.

In Bereich II und im Komplexgebiet ist bei den Maximalwerten des Frühjahrsbestandes im Bewertungszeitraum (2010–2015) die durchschnittlichen Gebietskapazität erreicht worden (Tab. 17). Das Unterkriterium „Populationsgröße“ ist folglich für beide Gebietszuschnitte als hervorragend (A) zu bewerten. Für die gesamte deutsche Nordsee ergaben die

Zählraten für Seetaucher insgesamt dennoch keinen statistisch signifikanten Trend (Markones et al. 2015), so dass das Unterkriterium „Bestandstrend“ entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Methodik als gut (B) zu bewerten ist. Zusammengefasst nach den in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargelegten Aggregationsregeln ergeben die beiden Bewertungen der Unterkriterien die Stufe **(A)** für das Kriterium „**Zustand der Population**“ sowohl in Bereich II als auch im Komplexgebiet.

Tab. 17: Durchschnittliche Gebietskapazität des Prachttäuchers im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet. Der Maximalwert stellt im Gegensatz zur durchschnittlichen Gebietskapazität einen Einzelwert dar, der im Rahmen der natürlichen Variationen der Population im Bewertungszeitraum besonders hoch war.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Frühjahr	222	399	A
Komplexgebiet	Frühjahr	228	467	A

Wegen der sehr ähnlichen Lebensweise wird hinsichtlich der Beeinträchtigungen durch menschliche Nutzungen auf die Ausführungen beim Sterntaucher (Kap. 3.5.2.5) verwiesen, die hier nicht im Einzelnen wiederholt werden sollen. Die Einwirkungen von Offshore-Windparks, Schifffahrt und mariner Sand- und Kiesgewinnung sorgen auch beim Prachttäucher für die Einstufung **(C)** beim Kriterium „**Beeinträchtigungen**“, die gleichermaßen für Bereich II und Komplexgebiet gilt. Ebenso wie beim Sterntaucher scheinen sich die Beeinträchtigungen im Schutzgebiet jedoch zeitlich nicht unmittelbar auf den Zustand der Population des Prachttäuchers auszuwirken. Auch hier sind die schwerwiegendsten Beeinträchtigungen mit dem Bau des OWP „Butendiek“ erst zum Ende des Bewertungszeitraumes (Bau ab 2014) aufgetreten. Dadurch können dessen Auswirkungen erst im nächsten Bewertungszeitraum beurteilt werden.

Nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) ergeben die in Tab. 45 aufgeführten Einzelbewertungen (A–C) den **Ist-Zustand (B)** für Bereich II und Komplexgebiet. Aufgrund dieser Bewertung ist beim Vergleich von Ist-Zustand und **Soll-Zustand (B) kein oder nur ein leichtes Defizit (0)** feststellbar.

3.5.4 Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

3.5.4.1 Biologie

Eissturmvögel sind Hochseevögel, die sich weit entfernt von Küsten auf dem Meer aufhalten und nur zum Brüten vorübergehend an Land kommen. Doch auch während der Brutzeit fliegen Eissturmvögel zur Nahrungssuche weit auf das Meer hinaus, wo sie Bereiche mit hohem Salzgehalt, guter Sichttiefe und sommerlichen Temperaturschichtungen bevorzugen (Garthe 1998). Das salzärmere und trübere Küstenwasser wird im Vergleich zu den küstenfernen Bereichen stark gemieden. Viele Eissturmvögel werden von Fischereifahrzeugen angelockt und ernähren sich dort von Fischereiabfällen (Discard). Jedoch ist die Attraktionswirkung durch Fischereifahrzeuge nicht so groß, dass Eissturmvögel ihr bevorzugtes Habitat verlassen, um in küstennäheren Gebieten mit großem Fischereiaufkommen den dort anfallenden Discard zu nutzen. Die Präferenz küstenferner Meeresbereiche deutet darauf hin, dass die Erreichbarkeit ihrer natürlichen Beutefischarten eine wichtige Rolle bei ihrer pelagischen Verbreitung spielt (Camphuysen & Garthe 1997).

Eissturmvögel können zwar tagsüber und nachts auf Nahrungssuche gehen (Furness & Todd 1984), doch wird der Großteil der Nahrung wahrscheinlich am Tag aufgenommen (Hamer et al. 1997). Die Nahrung auf See wird meist an oder wenige Zentimeter unter der Meeresoberfläche erbeutet. Die natürliche Nahrung besteht überwiegend aus Kleinfischen wie Sandaalen (Ammodytidae) und Gadiden, aber auch aus Makrozooplankton. Während der Brutzeit gehen sie oft weit entfernt von ihren Brutkolonien auf Nahrungssuche. Mittels GPS-Telemetrie wurden für schottische Brutvögel Nahrungsflüge von bis zu 6.200 km Länge bei 15-tägiger Dauer nachgewiesen (Edwards et al. 2013).

Eissturmvögel sind sehr gute Flieger und bleiben dabei in der Regel nahe der Wasseroberfläche (nur 0,2 % aller Flüge in mehr als 20 m Höhe, Cook et al. 2012). Bei adulten Eissturmvögeln findet in den Sommermonaten die Großgefiedermauser statt, bei der meist 4–5 Handschwingen gleichzeitig gemausert werden und während derer die Manövrierfähigkeit eingeschränkt ist (Mendel et al. 2008).

3.5.4.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Eissturmvögel brüten in Deutschland nur mit einem kleinen Bestand auf Helgoland. In der Deutschen Bucht halten sich darüber hinaus ganzjährig große Anzahlen von Nichtbrütern und Vögeln anderer Brutplätze im Nordatlantik auf. Dabei erreichen sie ihr Bestandsmaximum im Sommer und sind in küstenfernen Bereichen fast flächendeckend in mittleren bis hohen Dichten anzutreffen. Außerhalb des Sommers sind Eissturmvögel dort in weitaus geringerer Häufigkeit zu beobachten.

NSG „Borkum Riffgrund“

Das NSG „Borkum Riffgrund“ wird zu allen Jahreszeiten von einer kleinen Zahl von Eissturmvögel bevölkert, am wenigsten im Sommer. Die Art kann in allen Teilen des Schutzgebietes auftreten (FTZ unpubliziert, Mendel et al. 2008).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ können Eissturmvögel in allen Bereichen und zu allen Jahreszeiten angetroffen werden, stellenweise auch in hoher Individuendichte. Am größten ist der Bestand im Frühjahr, am geringsten im Winter (Tab. 18).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Eissturmvögel zu allen Jahreszeiten vor und sind am häufigsten im Frühjahr und Sommer im westlichen Teil des Schutzgebietes anzutreffen (Tab. 18, Abb. 16). Aufgrund ihrer großen Aktionsradien ist davon auszugehen, dass die auf Helgoland brütenden Eissturmvögel das NSG zur Nahrungssuche nutzen.

Tab. 18: Rastbestandszahlen des Eissturmvogels für die gesamte deutsche Nordsee. Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert). n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁵	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	11.500	0,2	2.300	n. a.	1.700
Sommer	40.000	0,6	2.700	n. a.	950
Herbst	24.000	0,4	90	n. a.	140
Winter	10.500	0,2	330	n. a.	110

⁶⁵ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

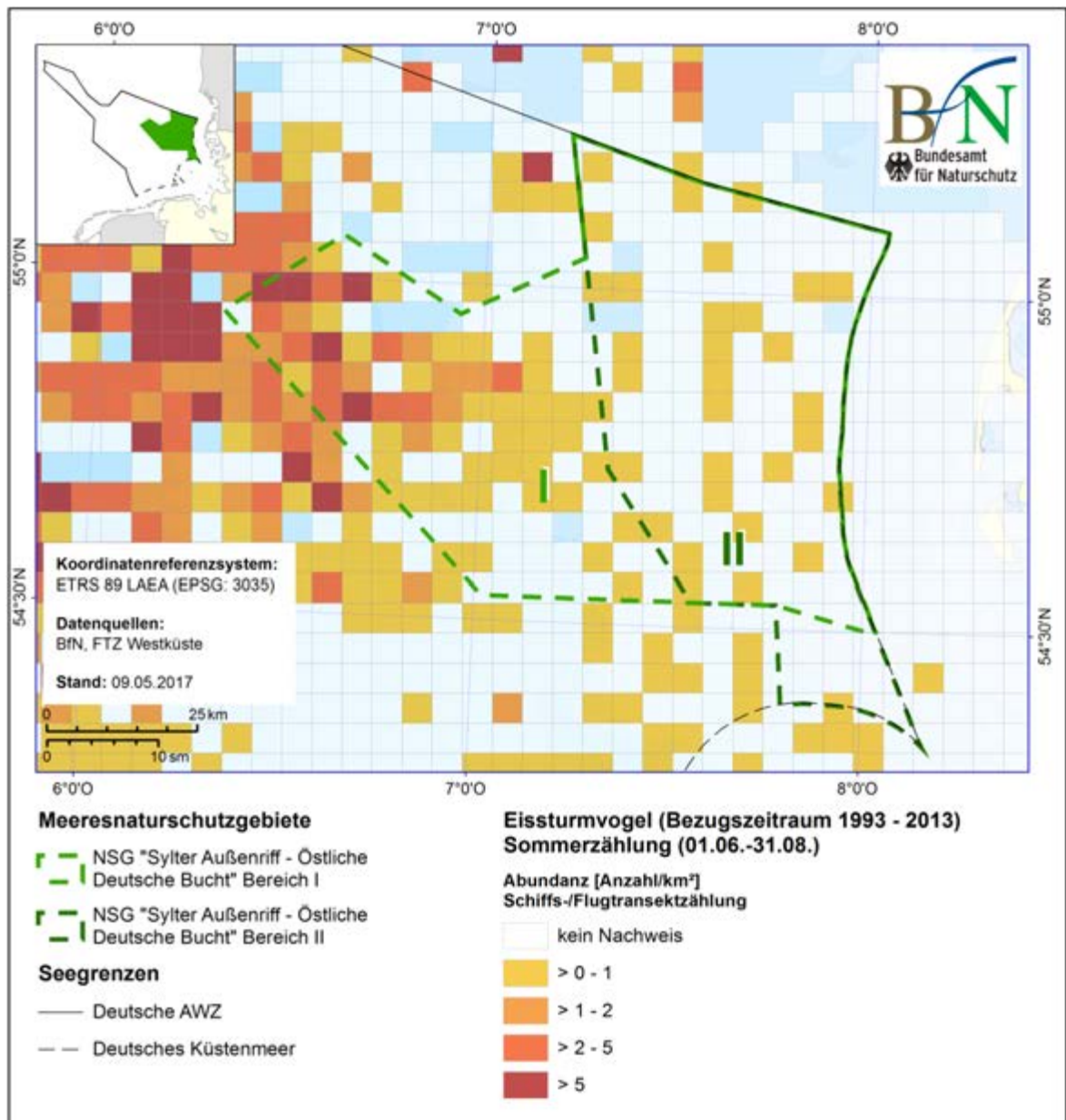


Abb. 16: Mittlere Abundanz des Eissturmvogels im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.4.3 Ökologische Funktionen

Als Fischfresser gehören Eissturmvögel gemeinsam mit anderen Seevogelarten zu den Topprädatoren in der deutschen Nordsee. Zu beachten ist, dass die Art europaweit als stark gefährdet eingestuft wird (BirdLife International 2015).

Das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** beherbergt im Sommer etwa 6,8 % des auf 40.000 Individuen geschätzten und auf die Nordsee beschränkten deutschen Bestandes, im Frühjahr sind es sogar 20 % (von insgesamt 11.500 Ind.). Aufgrund der langen und weiten Nahrungsflüge, die Eissturmvögel unternehmen (Edwards et al. 2013), ist damit zu rechnen, dass auch die wenigen und aktuell im Bestand stark abnehmenden Brutvögel Helgolands (J. Dierschke et al. 2016) das NSG aufsuchen. Somit ist

auch eine Verzahnung mit dem SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ (einschließlich des NSG „Lummenfelsen der Insel Helgoland“) festzustellen.

Angesichts der von Eissturmvögel gezeigten Meidung gegenüber Offshore-Windparks (Kap. 5.4.6) kommt unverbauten, barrierefreien Meeresgebieten eine besondere Bedeutung zu. Insbesondere beim NSG „**Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht**“ betrifft dies einen potenziellen Nahrungsraum für die deutschen Brutvögel. Dies gilt auch für die **NSG „Borkum Riffgrund“** und „**Doggerbank**“, wobei erstgenanntes Gebiet bisher wenig von Eissturmvögel aufgesucht wird und offenbar keine größere Rolle spielt. Im Gegensatz dazu kommt dem **NSG „Doggerbank“** eine deutlich größere Bedeutung zu. Zum einen tritt der Eissturmvogel hier in höherer Individuendichte als im NSG „**Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht**“ auf, zum anderen werden mit bis zu 15 % (Frühjahr) saisonal recht hohe Anteile am nationalen Rastbestand erreicht.

3.5.4.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ halten sich im Sommer deutlich mehr als 6 % des deutschen Rastbestandes auf, im Frühjahr bei deutlich kleinerem Gesamtbestand sogar ca. 20 %. Auch wegen der möglichen Rolle des Schutzgebietes als weitgehend unzerschnittenes Nahrungsgebiet für die stark abnehmende deutsche Brutpopulation ist ein guter Wert des Gebietes für die Arterhaltung zu erkennen. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.4.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Für die Bewertung des Unterkriteriums „Populationsgröße“ wurden die Sommerbestände im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ herangezogen. Im Bereich II und im Komplexgebiet erreichte das Maximum im Bewertungszeitraum (2010–2015) mit 72 % bzw. 17 % jeweils weniger als 75 % der durchschnittlichen Gebietskapazität, so dass dieses Unterkriterium als mittel bis schlecht (C) bewertet wird (Tab. 19). Das Unterkriterium „Bestandstrend“ wird anhand des Trends für die gesamte deutsche Nordsee bewertet. Für die Jahre 1990 bis 2011 wurde eine statistisch signifikante Abnahme um mehr als 5 % pro Jahr festgestellt (Garthe et al. 2011), so dass für Bereich II und Komplexgebiet eine Bewertung mit mittel bis schlecht (C) erfolgt. Aus den Bewertungen der beiden Unterkriterien ergibt sich nach den Aggregationsregeln (BfN 2017, Kap. 4.2.2) für das Kriterium „**Zustand der Population**“ eine Einstufung als mittel bis schlecht (C).

Tab. 19: Durchschnittliche Gebietskapazität des Eissturmvogels im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	505	361	C
Komplexgebiet	Sommer	10.302	1.749	C

Von menschlichen Nutzungen werden Eissturmvögel im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kaum beeinträchtigt. Zu nennen ist lediglich die Energieerzeugung aus Wind, denn Eissturmvögel zeigen eine partielle (möglicherweise starke) Meidung von Offshore-Windparks (Dierschke et al. 2016). Ob Eissturmvögel zu Windparks größere Abstände einhalten, ist bisher nicht bekannt, so dass davon ausgegangen werden muss, dass lediglich der Windpark „Butendiek“ (33 km²) Lebensraumverlust und Barrierewirkung verursacht. Angesichts des Fehlens weiterer negativer anthropogener Einflüsse werden keine oder nur geringe „**Beeinträchtigungen**“ festgestellt und somit als hervorragend (**A**) eingestuft (Bereich II und Komplexgebiet).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (C-A) resultiert nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) in einem guten **Ist-Zustand (B)** für Bereich II und Komplexgebiet. Die starke Abnahme der Bestände lässt sich nicht auf die als gering eingeschätzten Beeinträchtigungen im NSG zurückführen. Auch die Abnahme des Helgoländer Brutbestands kann nicht die einzige Ursache sein, da der Brutbestand dort nur wenige Individuen umfasst. Vielmehr erscheint ein Zusammenhang mit der europaweit beobachteten Abnahme (BirdLife International 2015) zu bestehen. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand zeigt somit **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**. Diese Angaben gelten für Bereich II wie für das Komplexgebiet.

3.5.5 Basstölpel (*Morus bassanus*, syn. *Sula bassana*)

3.5.5.1 Biologie

Basstölpel brüten auf Felseninseln und haben damit ihren einzigen Brutplatz in Deutschland auf Helgoland. Sowohl zur Brut- als auch zur Zugzeit und im Winter sind sie in den Schelfbereichen des Atlantiks weit verbreitet. Auf der Hochsee sind Sichtungen deutlich seltener.

Basstölpel fressen fast ausschließlich Fisch, zumeist Makrelen (*Scomber scombrus*), Sandaale (Ammodytidae), Heringe (*Clupea harengus*) und Sprotten (*Sprattus sprattus*). Daher decken sich ihre Vorkommen mit den Bereichen hoher Konzentrationen von pelagischen Schwarmfischen bzw. Fischereifahrzeugen, welche die ebenfalls genutzten Fischereiabfälle („Discard“) produzieren (FTZ unpubliziert, Camphuysen & van der Meer 2005, Kubetzki et al. 2009). Während der Brutzeit spielen die Koloniegroße, die ozeano-

grafischen Bedingungen (Vorhandensein hydrographischer Fronten) und die Nahrungsverfügbarkeit im Einzugsbereich der Kolonien entscheidende Rollen für die Flugmuster und die Nahrungszusammensetzung von Basstölpeln (Garthe et al. 2007a, Hamer et al. 2007, Skov et al. 2008a).

Basstölpel jagen ausschließlich bei Tageslicht und zeigen die meisten der bis in 22 m Tiefe führenden Tauchgänge in den Morgenstunden (Garthe et al. 2000, Garthe & Scherp 2003). Bei drei telemetrierten Brutvögeln von Helgoland dauerten die Nahrungsflüge bis zu 53,5 h und führten über Strecken von bis zu 938 km, wenngleich die Nahrungssuche im Mittel 42 km (maximal aber 321 km) von Helgoland entfernt stattfand (Garthe et al. 2017).

Verschiedene Untersuchungen auf Helgoland ergaben, dass Basstölpel bevorzugt in Höhen zwischen 0–50 m über der Wasseroberfläche fliegen (Dierschke & Daniels 2003, Hüppop et al. 2004). Häufig fliegen sie dicht über den Wellen, steigen dann aber auch wieder in größere Höhen auf. So nutzen sie im Vergleich zu anderen Seevögeln einen ungewöhnlich großen Luftraum, und eine Modellierung auf Basis verschiedener Studien ergab, dass 9,6 % der Flüge höher als 20 m stattfinden (Cook et al. 2012).

3.5.5.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Basstölpel kommen ganzjährig in der Deutschen Bucht vor, sind jedoch im Frühjahr und Sommer am weitesten verbreitet. Vor allem um den Brutplatz auf Helgoland ist ein flächendeckendes Vorkommen zu erkennen. Es werden dort jedoch, wie auch im Rest der Deutschen Bucht einschließlich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, meist nur geringe Abundanzen festgestellt (Abb. 17). Im Herbst verlagert sich das Vorkommen der Basstölpel, vermutlich im Zusammenhang mit den Wegzugbewegungen, auf den südwestlichen Teil der Deutschen Bucht. Während im Winter nur vereinzelt Basstölpel in der deutschen Nordsee beobachtet werden, nimmt die Häufigkeit zum Frühjahr hin wieder zu (Tab. 20). In allen drei Schutzgebieten treten auch Basstölpel auf, die das jeweilige Schutzgebiet lediglich während des Zuges durchqueren.

Tab. 20: Rastbestandszahlen der Basstölpel für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): II: 6–10 Ind. n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁶	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	800	0,1	330	260	250
Sommer	1.400	0,2	300	120	420
Herbst	2.700	0,3	240	90	70
Winter	230	< 0,1	II	II	0

NSG „Borkum Riffgrund“

Außer im Winter kommen Basstölpel zu allen Jahreszeiten im NSG „Borkum Riffgrund“ in mehr als nur geringen Zahlen vor. Dabei werden punktuell hohe Individuendichten erreicht (FTZ unpubliziert). Nachweislich wird das NSG auch von Vögeln des Helgoländer Brutbestands bei ihren Nahrungsflügen berührt (Garthe et al. 2017). Darüber hinaus wird das Gebiet von vielen Basstölpeln auf dem Zug durchflogen (Aumüller et al. 2013).

NSG „Doggerbank“

Basstölpel sind im NSG „Doggerbank“ vor allem im Frühjahr und Sommer, seltener im Herbst und nicht im Winter anzutreffen (Tab. 20). Lokal kann es dabei zu hohen Dichten kommen, nach den bisher spärlichen Daten besonders im Nordwesten des NSG (FTZ unpubliziert).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Basstölpel ganzjährig vor, am häufigsten jedoch im Frühjahr und Sommer, im Winter nur sehr vereinzelt (Tab. 20). Räumlich sind keine Schwerpunkte des Vorkommens zu erkennen, und der Bereich II und die westlich davon gelegenen Teile des Komplexgebietes werden zu etwa gleichen Teilen aufgesucht (Abb. 17). Aufgrund der großen Aktionsradien brütender Basstölpel ist anzunehmen, dass die Helgoländer Brutvögel zur Nahrungssuche auch in das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ fliegen. Nachgewiesen werden konnte dies inzwischen mit Hilfe telemetrierter Vögel (Garthe et al. 2017, S. Garthe pers. Mitt.).

⁶⁶ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

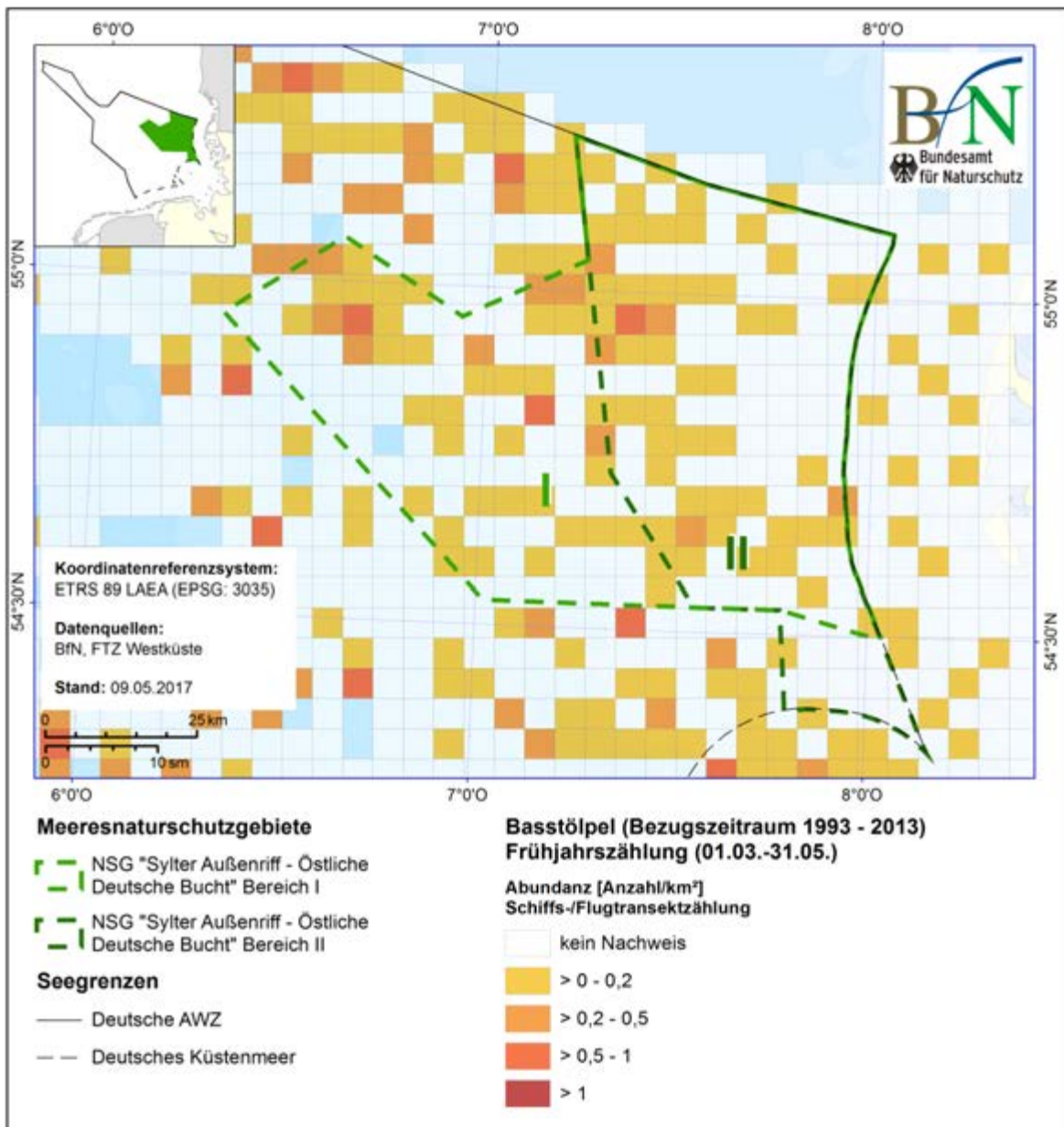


Abb. 17: Mittlere Abundanz des Basstölpels im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.5.3 Ökologische Funktionen

In den NSG der AWZ nimmt der Basstölpel die Rolle eines Topprädators ein, der größere Fische erbeutet als die meisten anderen Seevogelarten und diese Funktion nicht nur im oberflächennahen Wasserkörper ausübt. Da die Art Vertikalstrukturen wie Offshore-Windparks weitgehend meidet (Kap. 5.4.6), ist die Unzerschnittenheit ein wichtiges Kennzeichen ihrer marinen Lebensräume.

Im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** lassen sich im Frühjahr und Sommer deutlich mehr als 20 % des deutschen Basstölpel-Bestandes nachweisen. Das NSG dient Vögeln der einzigen deutschen Brutkolonie auf Helgoland (im NSG „Lummenfelsen der Insel Helgoland“) als Nahrungsgebiet ebenso wie das benachbarte SPA

„Seevogelschutzgebiet Helgoland“, mit dem es demzufolge eine funktionelle Einheit bildet. Aufgrund der sehr langen Nahrungsflüge der Helgoländer Brutvögel (Garthe et al. 2017) ist darüber hinaus mit einer Vernetzung mit weiteren Natura 2000 Schutzgebieten zu rechnen, darunter auch mit den **NSG „Borkum Riffgrund“** und **„Doggerbank“**, wo Basstölpel in ähnlicher Quantität vorkommen (Tab. 20).

3.5.5.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Im Frühjahr und Sommer halten sich über 20 % bzw. über 40 % des deutschen Basstölpel-Bestandes im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ auf. Diese hohen Anteile an der Population und die Nutzung als Nahrungsgebiet durch Vögel der einzigen deutschen Brutkolonie entsprechen einem hervorragenden Wert, den das Komplexgebiet für den Erhalt der Art hat. Im Zuge der Verbauung großer Meeresgebiete in der deutschen Nordsee mit Offshore-Windparks, die von Basstölpeln weitgehend gemieden werden, kommt dem noch weitgehend offenen Charakter des Schutzgebietes zunehmende Bedeutung zu. Es ist daher anzustreben, dass das Schutzgebiet seinen hervorragenden Wert für den Arterhalt behält – auch im Sinne eines Verschlechterungsverbots. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyIV im gesamten Schutzgebiet die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Zudem wird für den Bereich II die Erhaltung der *natürlichen* Qualität der Lebensräume als Schutzziel genannt (§ 5 Abs. 2 Nr. 4 NSGSyIV), wobei für den Basstölpel angesichts seiner Meidung des Einfliegens in Offshore-Windparks insbesondere der Aspekt der *Unzerschnittenheit* bzw. im Hinblick auf seine weiträumigen, über mehrere hundert Kilometer führenden Nahrungsflüge auch der *ungehinderte Zugang* zu angrenzenden und benachbarten Meeresbereichen von Bedeutung ist. Unzerschnittene Lebensräume sind darüber hinaus auch Schutzzweck im Bereich I (§ 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyIV).

3.5.5.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Das Unterkriterium „Populationsgröße“ wird im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ anhand des Sommerbestandes bewertet. Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde im Bewertungszeitraum (2010–2015) im Bereich II und im Komplexgebiet erreicht (Tab. 21). Daraus ergibt sich für beide Gebietszuschnitte eine Einstufung als hervorragend (A) für dieses Unterkriterium. Da es keine statistisch signifikante Bestandsveränderung für die gesamte deutsche Nordsee gibt (Markones et al. 2015), wird das Unterkriterium „Bestandstrend“ für Bereich II und Komplexgebiet als entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Methodik gut (B) eingestuft. Da dies nach den in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Aggregationsregeln zu keiner Abwertung im Kriterium **„Zustand der Population“** führt, wird dieses Kriterium insgesamt mit hervorragend (**A**) bewertet.

Tab. 21: Durchschnittliche Gebietskapazität des Basstölpels im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	510	614	A
Komplexgebiet	Sommer	1.178	2.233	A

Basstölpel gehören zu den Seevogelarten, die Offshore-Windparks stark meiden (Dierschke et al. 2016), so dass die Windparks „Butendiek“ (innerhalb des Schutzgebietes), „Amrumbank West“ und „DanTysk“ (jeweils sehr nah an der NSG-Grenze) sowohl Lebensraumverlust als auch zu umfliegende Hindernisse darstellen (Kap. 6.12.6). Basstölpel, die in einen Windpark einfliegen, unterliegen einem hohen Kollisionsrisiko. Des Weiteren ist die Empfindlichkeit des Basstölpels gegenüber Müllemmissionen zu nennen, die teils auf Verheddern in Plastikmüll zurückgeht, oft aber das gezielte Aufsammeln von Netzresten als Nistmaterial beinhaltet (Kap. 5.4.9). Beides kann zur Behinderung und im Extremfall zum Tod von Individuen führen. Aufgrund ihrer Unempfindlichkeit gegenüber visuellen Störungen durch die Schifffahrt sind dagegen keine weiteren Nutzungen, die Basstölpel im Schutzgebiet beeinträchtigen könnten, zu nennen. Das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ wird daher in Bereich II und Komplexgebiet als gut (**B**) bewertet.

Die Gesamtbewertungen durch Aggregation jeweils aller in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (A-B) ergeben für Bereich II und Komplexgebiet nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) jeweils einen guten **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit jeweils ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.5.6 Spatelraubmöwe (*Stercorarius pomarinus*)

3.5.6.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit leben Spatelraubmöwen weitgehend pelagisch. Ihre Hauptbeute auf See ist Fisch, außerdem fressen sie auch Invertebraten und Aas (Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Spatelraubmöwen sind sehr gute Flieger, die darauf spezialisiert sind, anderen Seevogelarten (bei Helgoland vor allem Dreizehenmöwen und Seeschwalben) ihre Beute abzujagen (Dierschke & Daniels 2002).

3.5.6.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Spatelraubmöwen brüten in der arktischen und subarktischen Zone und leben außerhalb der Fortpflanzungsperiode pelagisch in tropischen und subtropischen Meeren. Vor allem während der Zugzeiten, insbesondere auf dem Herbstzug, treten sie in der deutschen Nordsee auf (Dierschke et al. 2011). Am häufigsten werden Spatelraubmöwen im September und Oktober beobachtet. Insgesamt ist das Auftreten stark fluktuierend, da es in manchen Jahren verstärktes Einfliegen in die Deutsche Bucht gibt, während die Art in anderen Jahren fast völlig fehlt (z. B. Pfeifer 2003). Die bei schiffs- und flugzeuggestützten Zählungen erhobenen Daten (vgl. Tab. 22) unterschätzen sicherlich das Vorkommen in der deutschen Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Transektzählungen belegen ein Auftreten in geringer Zahl im Sommer (Tab. 22), doch ist mit einem Vorkommen auch zu anderen Jahreszeiten (besonders Herbst) zu rechnen.

NSG „Doggerbank“

Über das Vorkommen der Spatelraubmöwe im NSG „Doggerbank“ liegen keine Informationen vor. Mit einem Auftreten als Durchzügler ist zu rechnen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wurden bei Transektzählungen einzelne Individuen im Sommer beobachtet (Tab. 22). Es ist allerdings damit zu rechnen, dass es in einzelnen Jahren im Sommer und Herbst und im Zusammenhang mit den o. g. Einflügen ein verstärktes Auftreten im NSG gibt.

Tab. 22: Rastbestandszahlen der Spatelraubmöwe für die gesamte deutsche Nordsee. Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind.

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁷	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	III	< 0,1	0	0	0
Sommer	50	< 0,1	I	II	0
Herbst	III	< 0,1	0	0	0
Winter	0	0	0	0	0

3.5.6.3 Ökologische Funktionen

Wenn Spatelraubmöwen im Sommer und Herbst von Norden oder Nordwesten her in die Deutsche Bucht einfliegen, gelangen sie fast zwangsläufig in das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“**. Trotz der insgesamt geringen Anzahlen, die bei den Erfassungen von Schiffen und Flugzeugen aus in der deutschen Nordsee, aber auch bei landgestützten Zugbeobachtungen auf Helgoland (Dierschke et al. 2011) festgestellt wurden, ist somit die Bedeutung des Schutzgebietes relativ groß. Entsprechend der Angaben in Tab. 22 könnte im Sommer ein Anteil von etwa 2–10 % der in Deutschland auftretenden Spatelraubmöwen auf das Schutzgebiet entfallen. Das Schutzgebiet ist für Spatelraubmöwen ganzjährig ein lohnendes Nahrungsgebiet, weil sie mit der Dreizehenmöwe eine ihrer beliebtesten beim Kleptoparasitismus angegangenen Vogelarten in großer Zahl vorfinden. Im **NSG „Borkum Riffgrund“** ist der Anteil am deutschen Nordseebestand im Sommer mit ca. 10–20 % der in Deutschland auftretenden Spatelraubmöwen noch höher.

3.5.6.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Die durch die Präsenz von Dreizehenmöwen günstigen Ernährungsbedingungen sowie der Anteil von etwa 2–10 % am deutschen Bestand weisen das Schutzgebiet als ein Gebiet mit gutem Wert für die Erhaltung der Art aus. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

⁶⁷ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

3.5.6.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Zur Spatelraubmöwe liegen aus dem NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu wenige Daten vor, um das Kriterium „Zustand der Population“ bewerten zu können. Angaben sind lediglich zum Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ möglich, das aufgrund fehlender, die Art negativ beeinflussender Nutzungen in Bereich II und Komplexgebiet mit **(A)** bewertet werden kann.

Es ist folglich nicht möglich einen Ist-Zustand für die Spatelraubmöwe im NSG zu benennen und Defizite zu identifizieren (vgl. Tab. 45).

3.5.7 Skua (*Stercorarius skua*, syn. *Catharacta skua*)

3.5.7.1 Biologie

Abgesehen vom Brutgeschäft spielt sich das gesamte Leben von Skuas auf dem offenen Meer ab. Sie ernähren sich hauptsächlich von Fisch und Fischereiabfällen, besonders zur Brutzeit aber auch von Vögeln. Daneben nehmen sie auch Aas, Eier und Säugetiere zu sich. Häufig jagen sie anderen Seevogelarten wie Basstölpeln, Mantelmöwen oder Alkenvögel in der Luft ihre Beute ab, wobei sie wendige Flugmanöver zeigen. Außerhalb der Brutzeit halten sich die Vögel meist einzeln und nur seltener in kleinen Trupps auf dem Meer auf (Bauer et al. 2005). Sie fliegen meist in geringer Höhe, nach Ergebnissen aus 14 Untersuchungen finden nur 4,3 % der Flüge in größerer Höhe als 20 m statt (Cook et al. 2012).

3.5.7.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Skuas brüten im Nordatlantik an den Küsten von Schottland, Island und Spitzbergen bis zur Kola-Halbinsel. Sie überwintern im Atlantik, südwärts bis Westafrika und Brasilien. In der Deutschen Bucht treten sie zwar relativ selten, aber zu allen Jahreszeiten auf. Die meisten Beobachtungen stammen dort aus der Wegzugzeit von Ende Juni bis November. Zumindest im Ostteil der Deutschen Bucht geht das Vorkommen oft mit starken Westwinden einher (Dierschke et al. 2011).

NSG „Borkum Riffgrund“

Bei Transektzählungen wurden bisher keine Skuas im NSG „Borkum Riffgrund“ festgestellt (Tab. 23), doch ist mit einem Vorkommen in ähnlicher Größenordnung wie im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu rechnen.

NSG „Doggerbank“

Aufgrund des dort geringen Kartieraufwandes wurden im Bereich des NSG „Doggerbank“ bisher nur wenige Skuas festgestellt. Nach Tab. 23 ist das Vorkommen auf den Sommer

beschränkt, doch ist ein Auftreten in geringer Zahl auch zu den anderen Jahreszeiten sehr wahrscheinlich.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist mit einem ähnlichen zeitlichen Aufenthaltsmuster zu rechnen wie in anderen Teilen der Deutschen Bucht. Die wenigen Einzelbeobachtungen verteilen sich zu etwa gleichen Teilen auf den Ost- und Westteil des Schutzgebietes, ein genaueres räumliches Muster des Vorkommens lässt sich derzeit noch nicht feststellen (FTZ unpubliziert).

Tab. 23: Rastbestandszahlen der Skua für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind.

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁸	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	0	0	I	0	0
Sommer	III	< 0,1	II	0	I
Herbst	500	1,6	I	0	0
Winter	0	0	0	0	0

3.5.7.3 Ökologische Funktionen

Skuas sind Topprädatoren der marinen Lebensgemeinschaften in der Nordsee, die nicht nur anderen Seevögeln Nahrungsobjekte abjagen, sondern mitunter auch diese Vögel selbst erbeuten.

Der Anteil des deutschen Rastbestandes, der sich im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** aufhält, ist derzeit noch schwer einzuschätzen, könnte aber je nach Jahreszeit bis zu 20 % betragen. Unabhängig vom Anteil der Vögel ist festzustellen, dass es sich bei der Skua um eine recht individuenarme Art handelt, von der nur 16.000 Brutpaare bekannt sind (Mitchell et al. 2004).

Derzeit ist eine Einschätzung der Schutzwürdigkeit hinsichtlich der **NSG „Borkum Riffgrund“** und **„Doggerbank“** schwierig, weil aus diesen Gebieten zu wenig Datenmaterial zu dieser Art vorliegt.

⁶⁸ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

3.5.7.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Das regelmäßige Vorkommen von Vögeln einer Art mit einem recht kleinen Gesamtbestand gibt dem Schutzgebiet einen guten Wert für deren Erhalt. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.7.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Über das Vorkommen der Skua liegen aus dem NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu wenige Daten vor, um die Art hinsichtlich des Kriteriums „Zustand der Population“ einstufen zu können. Festzustellen ist, dass im NSG keine negativen Einflüsse durch menschliche Nutzungen vorhanden sind, so dass das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ in Bereich II und Komplexgebiet als hervorragend (**A**) bewertet werden kann.

Aufgrund der fehlenden Angaben zu einem Kriterium ist es derzeit nicht möglich, einen Ist-Zustand für die Skua im NSG zu benennen und Defizite zu erkennen (Tab. 45).

3.5.8 Papageitaucher (*Fratercula arctica*)

Der Papageitaucher kommt im NSG „Doggerbank“ vor. Da er in diesem Gebiet kein Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung ist und das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ außerhalb des Verbreitungsgebietes liegt, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

Detaillierte Informationen zu naturschutzfachlich relevanten Aspekten in Bezug auf den Papageitaucher sind Handbüchern (z. B. Bauer et al. 2005) und einer Artmonographie (Harris & Wanless 2011) zu entnehmen. Im Folgenden sind in Bezug auf das Gebietsmanagement relevante Aspekte – unter Einbeziehung aktueller Daten und Literatur – dargestellt.

3.5.8.1 Biologie

Papageitaucher sind ausgeprägte Meeresvögel, die nur zum Brüten an Land kommen und dort in grasigen Abschnitten von Felsküsten in selbstgegrabenen Höhlen oder Kaninchenbauten nisten. Jungvögel werden mit Fisch aus dem umgebenden Meeresgebiet versorgt, größtenteils wohl im Umkreis von 25–40 km, doch wurden im Extrem auch Fisch tragende Altvögel in Entfernungen von 137 km und sogar 250 km von der Kolonie beobachtet (Harris & Wanless 2011). Die Nahrung besteht in erster Linie aus Fisch, wobei in der Nordsee Sandaale mit Abstand die wichtigsten Beutetiere sind (78 % der Küken-nahrung auf Isle of May). Wichtige Bestandteile der Nahrung sind ferner Clupeiden, gelegentlich auch Gadiden sowie seltener Crustaceen, Polychaeten und kleine Tintenfische (Harris & Wanless 2011).

Papageitaucher sind vorwiegend tagaktiv, fliegen in der Regel in geringer Höhe über der Wasseroberfläche und fangen ihre Beutetiere tauchend. Dabei gelangen sie meistens in Tiefen bis zu 10 m (Harris & Wanless 2011), doch sind auch Tiefen bis 68 m nachgewiesen (Burger & Simpson 1981).

3.5.8.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Papageitaucher brüten an den Küsten des Nordatlantiks von Novaja Semlja, Spitzbergen und Grönland südwärts bis zur Bretagne bzw. Maine, in Europa aber vor allem auf Island, in Norwegen und in Schottland. Das einzige deutsche Brutvorkommen auf Helgoland ging in den 1830er Jahren durch Wegfang der Altvögel verloren (Dierschke et al. 2011). In der Nordsee wird das Vorkommen im Sommer durch die Lage der Brutkolonien vor allem in Schottland und in geringerem Umfang Nordost-England bestimmt, doch gelangen nur wenige Vögel ostwärts über die Doggerbank hinaus. Im Winter ist die Verteilung im Westteil der Nordsee zwar gleichmäßiger, doch wird der Ostteil ebenfalls kaum berührt. Dadurch sind Papageitaucher in der deutschen Nordsee nur sehr spärlich vertreten, und nach Südwesten (d. h. zur Küste) hin gibt es nur vereinzelte Nachweise (Harris & Wanless 2011).

NSG „Borkum Riffgrund“

Transektzählungen erbrachten bisher keine Nachweise im NSG „Borkum Riffgrund“ (FTZ unpubliziert).

NSG „Doggerbank“

Das regelmäßig von Papageitaucher besuchte Verbreitungsgebiet reicht bis in den deutschen Teil der Doggerbank hinein. Da das Vorkommen dort dennoch spärlich ist, lassen sich bisher kaum Aussagen zum räumlich-zeitlichen Auftretensmuster treffen. Nach Harris & Wanless (2011) sind Papageitaucher dort aber häufiger im Winter als im Sommer anzutreffen. Aufgrund insgesamt geringer Kontrollintensität im Bereich der Doggerbank lässt sich die Größe des Rastbestands im NSG bisher nur für das Frühjahr berechnen (Tab. 24), doch wurden Papageitaucher dort nach 2013 auch verschiedentlich im Winter und Sommer festgestellt (Markones et al. 2015, FTZ unpubliziert).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Selbst der Westteil des NSG liegt außerhalb des regelmäßigen Verbreitungsgebiets von Papageitaucher in der Nordsee (Harris & Wanless 2011), so dass nur mit sehr vereinzeltem Vorkommen zu rechnen ist. Transektzählungen des FTZ außerhalb des in Tab. 24 dargestellten Zeitraumes erbrachten zwei Nachweise der Art in Bereich II des NSG (FTZ unpubliziert).

Tab. 24: Rastbestandszahlen des Papageitauchers für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁶⁹	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	800	< 0,1	0	0	200
Sommer	III	< 0,1	0	0	n. a.
Herbst	80	< 0,1	0	0	n. a.
Winter	0	0	0	0	n. a.

3.5.8.3 Ökologische Funktionen

Als Fischfresser gehören die europaweit gefährdeten Papageitaucher zu den Topprädatoren in ihrer marinen Umwelt, insbesondere im Hinblick auf die Prädation von Sandaalen im Bereich von Sandbänken. In den **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** und **„Borkum Riffgrund“** ist die Art eine Ausnahmeerscheinung, so dass sie nach derzeitigem Auftretensmuster nicht Gegenstand spezifischer Schutzziele und Maßnahmen sein muss.

Das **NSG „Doggerbank“** befindet sich im Randbereich des Aktionsraums der auf den Britischen Inseln brütenden Papageitaucher. Da sie in Deutschland fast nur in diesem Schutzgebiet regelmäßig vorkommen, beherbergt es folglich einen sehr großen Anteil des nationalen Rastbestandes. Aus dieser Perspektive sollte der Art im NSG „Doggerbank“ eine hohe Schutzwürdigkeit zukommen.

3.5.9 Tordalk (*Alca torda*)

3.5.9.1 Biologie

Das Brutvorkommen des Tordalks beschränkt sich auf Felseninseln, die Nahrungssuche erfolgt ausschließlich auf dem Meer. Außerhalb der Brutzeit halten sich Tordalken besonders in Bereichen des Kontinentalschelfs und dabei küstennäher als Trottellummen auf. Auch anhand der Nahrung kann besonders im Vergleich mit der Trottellumme auf küstennähere Aufenthaltsgebiete geschlossen werden (Blake 1984, Ouwehand et al. 2004). Für die Deutsche Bucht wurde ein Zusammenhang zwischen der Tordalken-Verbreitung und der Bodentopografie beschrieben: Im Oktober 1993 konnten hohe Vogeldichten am Übergang von geringen zu größeren Wassertiefen sowie an Hangstrukturen beobachtet werden (Markones 2003).

⁶⁹ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

Tordalken tauchen überwiegend nach kleinen pelagischen und demersalen Schwarmfischen, besonders nach Heringsfischen (Clupeidae), Stichlingen (Gasterosteidae) und Sandaalen (Ammodytidae). Daneben gehören auch benthische Fischarten wie Grundeln (Gobiidae) zum Nahrungsspektrum. Nur gelegentlich werden Dorschartige (Gadidae) und Invertebraten (v. a. Polychaeten und Crustaceen) aufgenommen (Madsen 1957, Blake 1983, 1984, Harris & Wanless 1986, Harris & Riddiford 1989, Swann et al. 1991, Ouwehand et al. 2004).

Tordalken sind tag- und dämmerungsaktiv. Meist fliegen sie dicht über der Meeresoberfläche. Vor allem in der Nachbrutzeit (ab Ende Juli) bewegen sich die Küken in Begleitung eines Altvogels bis zum Flüggewerden mehrere Wochen lang schwimmend fort. Der Altvogel mausert dabei synchron seine Schwungfedern und ist daher zeitweise flugunfähig.

3.5.9.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Tordalken der biogeografischen Population „Nordwest-Europa“ halten sich ganzjährig auf der deutschen Nordsee auf. Während der Brutzeit beschränkt sich das Vorkommen in der deutschen Nordsee auf wenige Einzelnachweise, insbesondere im Bereich der Brutkolonie Helgoland sowie im küstenfernen Offshore-Bereich. Das Hauptvorkommen ist im Winterhalbjahr zu beobachten. Entlang der Küsten kommt die Art verbreitet in geringen bis mittleren Dichten innerhalb des 20-m-Tiefenbereiches vor, mit Häufungen westlich von Sylt sowie um Helgoland. Ein nahezu flächiges Vorkommen ist entlang der Ostfriesischen Inseln zu beobachten. Im Spätwinter gehen die Bestände stark zurück, so dass Tordalken im Frühjahr überwiegend im küstenfernen Offshore-Bereich und nur noch in geringen Dichten in den NSG "Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht" und "Borkum Riffgrund" vorkommen. Es ist damit zu rechnen, dass beim Einflug der Wintergäste in die deutsche Nordsee alle drei Schutzgebiete von Tordalken durchquert werden, die nicht zu deren Rastbeständen gehören.

Tab. 25: Rastbestandszahlen des Tordalks für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und das NSG „Borkum Riffgrund“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind. II: 6–10 Ind. III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁰	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	850	0,1	80	70	n. a.
Sommer	III	< 0,1	0	0	n. a.
Herbst	I	< 0,1	4.500	1.400	n. a.
Winter	7.500	0,7	2.000	900	n. a.

NSG „Borkum Riffgrund“

Während Tordalken im NSG „Borkum Riffgrund“ im Frühjahr und Sommer nicht oder nur in kleiner Zahl vorkommen, sind sie besonders im Herbst, aber auch im Winter im ganzen Schutzgebiet und z. T. in hohen Dichten (stellenweise > 5 Ind./km²) vertreten (Tab. 25, FTZ unpubliziert).

NSG „Doggerbank“

Im Herbst, Winter und Frühjahr konzentrieren sich Tordalken im NSG „Doggerbank“, wobei im Winter die größten Bestände anzutreffen sind. Aus dem Sommer liegen dagegen bisher nur vereinzelte Nachweise vor (FTZ unpubliziert; Daten wurden für Tab. 25 nicht ausgewertet).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Tordalken v. a. im Winterhalbjahr vor und stellen dort eines der beiden Hauptvorkommen in der Deutschen Bucht dar (Tab. 25). Im Herbst halten sich dabei fast alle Vögel im Bereich II auf (Abb. 18), während sich der Winterbestand gleichmäßiger über das gesamte NSG verteilt (FTZ unpubliziert).

⁷⁰ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

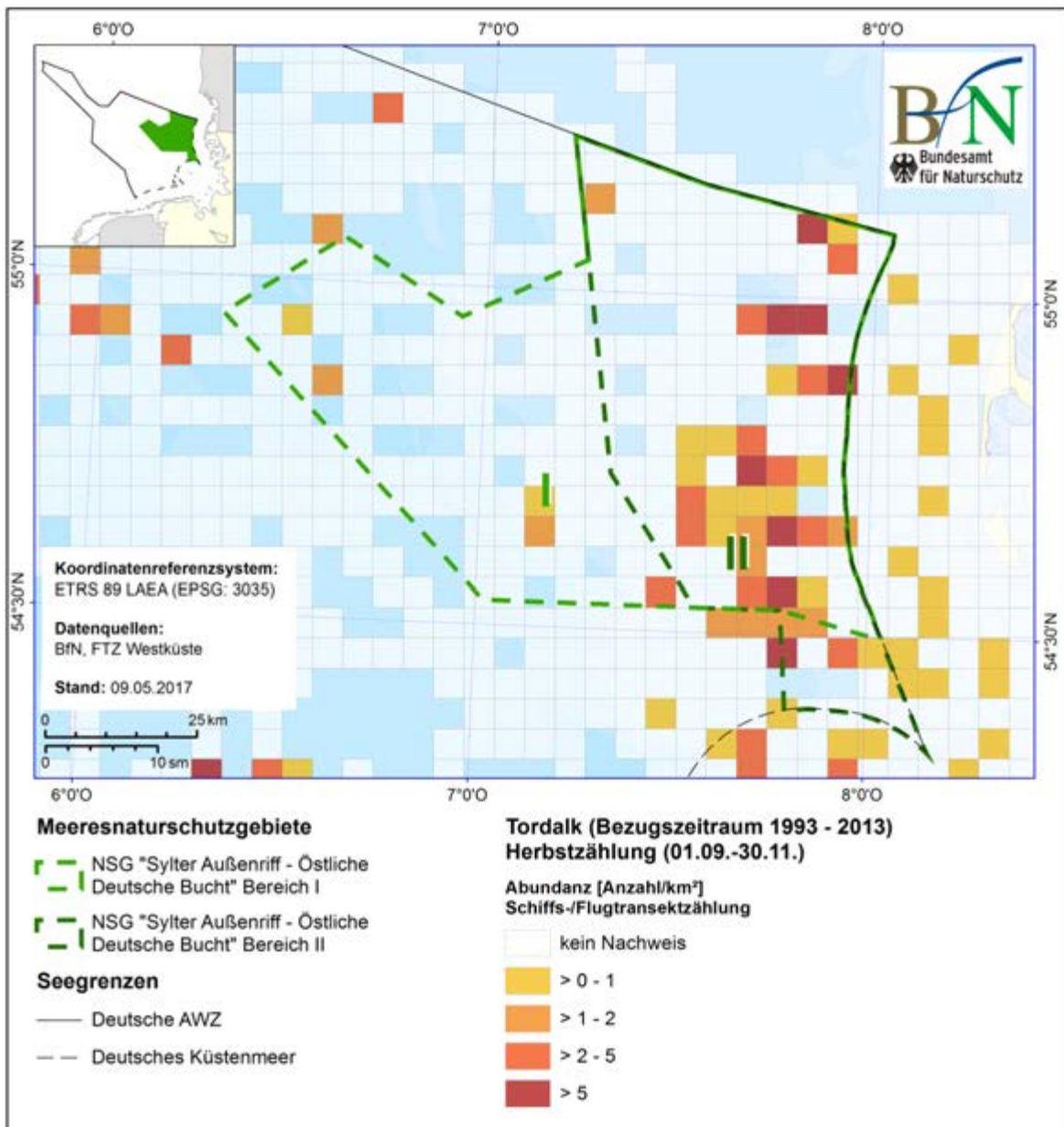


Abb. 18: Mittlere Abundanz des Tordalks im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.9.3 Ökologische Funktionen

Als Prädatoren von kleinen Fischen stehen Tordalken zusammen mit anderen Seevögeln am oberen Ende des Nahrungsnetzes. Sie profitieren von der Unzerschnittenheit mariner Lebensräume, da sie Vertikalstrukturen wie Windenergieanlagen meiden (Kap. 5.4.6).

Der **Bereich II** des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** stellt zusammen mit dem Meeresgebiet nördlich der Ostfriesischen Inseln (einschließlich des **NSG „Borkum Riffgrund“**) ein herbstliches Konzentrationsgebiet für Tordalken dar. Da dieses Vorkommen für den Zeitraum der Berechnung der Gesamtbestände der deutschen Nordsee entweder noch nicht existierte, zumindest aber noch nicht bekannt war, ist der Anteil am deutschen Herbststrastbestand nur grob zu schätzen und könnte etwa ein Drittel

betragen. In ähnlicher Größenordnung (27 %) bewegt sich der Anteil des gesamten **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** am Winterbestand der deutschen Nordsee. Dieses NSG stellt aufgrund seiner durch Riffe stark strukturierten Bodentopographie einen besonders geeigneten Lebensraum für Tordalke dar.

Im Natura 2000-Netzwerk bildet das NSG mit den unmittelbar angrenzenden SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ eine Einheit – vermutlich auch dahingehend, dass Helgoländer Brutvögel (aus dem NSG „Lummenfelsen der Insel Helgoland“) dort möglicherweise Nahrung für ihre Jungvögel akquirieren.

3.5.9.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Die große Konzentration von Tordalken im NSG im Herbst (vor allem Bereich II) und im Winter (gesamtes NSG) weist einhergehend mit den hohen Anteilen an den Rastbeständen der deutschen Nordsee und der den Ansprüchen an das Nahrungshabitat gerecht werdenden Lebensraumstruktur auf einen besonders hohen Wert des NSG für die Arterhaltung hin. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 Nr. 3 NSGSylV im gesamten Schutzgebiet die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Ferner wird für den Bereich II die Erhaltung der *natürlichen* Qualität der Lebensräume als Schutzziel genannt (§ 5 Abs. 2 Nr. 4 NSGSylV), wobei für den Tordalk angesichts seiner Meidung des Einfliegens in Offshore-Windparks insbesondere der Aspekt der *Unzerschnittenheit* bzw. des *ungehinderten Zugangs* zu angrenzenden und benachbarten Meeresbereichen von Bedeutung ist. Unzerschnittene Lebensräume sind darüber hinaus auch Schutzzweck im Bereich I (§ 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGSylV).

3.5.9.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Zur Bewertung des Populationszustandes im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden beim Tordalk Daten zum Wintervorkommen herangezogen, da Daten aus anderen Jahreszeiten nicht vorliegen. Im Bereich II und im Komplexgebiet lag das Maximum aus dem Bewertungszeitraum (2010–2015) mit 27 % bzw. 33 % jeweils weit unter der durchschnittlichen Gebietskapazität (Tab. 26), so dass das Unterkriterium „Populationsgröße“ dort als mittel bis schlecht also mit (C) zu bewerten ist. Da für die Art keine Trendberechnung vorliegt, basiert die Bewertung des Kriteriums **„Zustand der Population“** allein auf der Populationsgröße, die daher für Bereich II und Komplexgebiet mit (C) belegt wird.

Tab. 26: Durchschnittliche Gebietskapazität des Tordalks im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Winter	3.238	880	C
Komplex-gebiet	Winter	3.959	1.305	C

Im NSG sind Tordalken einer ganzen Reihe von menschlichen Nutzungen ausgesetzt, die negativ auf sie einwirken. Zunächst gehört der Tordalk zu den Seevögeln, die Offshore-Windparks meiden und in ihnen zu umfliegende Barrieren sehen. Demzufolge stellen die Windparks in und um das NSG Barrieren dar, zudem ist in nicht quantifizierbarem Ausmaß mit Lebensraumverlust zu rechnen. Störungen gehen im Zusammenhang mit den Windparks auch von den beim Betrieb dieser Anlagen obligatorischen Serviceschiffen aus. Tordalken reagieren auf sich nähernde Schiffe durch Abtauchen (Mendel et al. 2008), was auch für die Schifffahrt im Zusammenhang mit Frachttransport, Militär und Fischerei gilt. Schifffahrt tritt als Störfaktor großflächig im gesamten NSG auf, konzentriert sich aber in den Bereichen um Offshore-Windparks und ist in vielen anderen Bereichen wenig intensiv (s. Kap. 4.1.1). Zu nennen ist schließlich die marine Sand- und Kiesgewinnung, welche die Lebensräume der Tordalken durch Trübungsfahnen stört und das Nahrungsangebot (Sandaale) vermindert. Physische Störung des Meeresbodens sowie die gezielte Entnahme bzw. der Beifang von potenziellen Beutefischen machen auch die pelagische Schleppnetz- und grundberührende Fischerei zu einem Störfaktor für Tordalken. Aufgrund der Empfindlichkeit gegenüber mehreren Nutzungen ist das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ mit **(C)** zu bewerten. Aufgrund der großräumigen Verteilung der genannten Nutzungen gilt dies sowohl für Bereich II als auch für das Komplexgebiet.

Nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) ergibt sich aus den in Tab. 45 aufgeführten Einzelbewertungen (C-C) jeweils der **Ist-Zustand (C)** als Gesamtbewertung für Bereich II und das gesamte Komplexgebiet. Der Vergleich von Ist-Zustand und **Soll-Zustand (A)** zeigt jeweils ein **starkes Defizit (-2)**. Dies kommt dadurch zustande, dass neben den starken Beeinträchtigungen eine geringe Populationsgröße im Bewertungszeitraum festgestellt wurde.

3.5.10 Trottellumme (*Uria aalge*)

3.5.10.1 Biologie

Trottellummen sind ausgeprägte Meeresvögel, die nur zur Fortpflanzung an Land kommen. In der Deutschen Bucht ist das Sommervorkommen von Trottellummen mit stark salinen, thermisch geschichteten Wasserkörpern mit großer Sichttiefe korreliert (Garthe 1997), hohe Konzentrationen sind auch aus Gebieten mit Auftriebsphänomenen bekannt (Markones 2003). Zudem wird die Sommerverbreitung durch die Lage der Brutkolonie

beeinflusst (Dierschke et al. 2004). Im Winter ist die Verteilung der Beutefischarten ein wichtiger Faktor für die Verbreitung (Nettleship & Birkhead 1985), daneben spielen aber auch Wassertemperatur (Sonntag 2001) und Windrichtung (Garthe & Hüppop 1997) eine Rolle. Außerdem scheinen Trottellummen im Winter Gebiete mit geringerer Wassertiefe und einer besonderen Hydrodynamik, die vermutlich mit erhöhtem Beuteaufkommen verbunden ist, zu bevorzugen.

Trottellummen erbeuten ihre Nahrung durch Verfolgungstauchen, wobei Tauchtiefen bei durchschnittlich 20–50 m liegen und maximal 100 m erreichen können (Gaston & Jones 1998). Generell besteht die Nahrung von Trottellummen überwiegend aus pelagischen Schwarmfischen, im Sommer bei Helgoland besonders aus Sandaalen (*Ammodytidae*) und Sprotten (*Sprattus sprattus*) (Grunsky-Schöneberg 1998). Die Winternahrung ist meist diverser, und zumindest lokal spielen zusätzlich Grundeln (*Gobiidae*), Seenadeln (*Syngnathidae*) und Kabeljau (*Gadidae*) eine wichtige Rolle (Blake 1983, 1984, Blake et al. 1985, Nettleship & Birkhead 1985, Camphuysen 1995b, Ouweland et al. 2004, Sonntag & Hüppop 2005).

Trottellummen sind tag- und dämmerungsaktiv. Meist fliegen sie sehr flach über die Meeresoberfläche. Vor allem in der Nachbrutzeit bewegen sich die Küken in Begleitung eines Altvogels bis zum Flüggewerden mehrere Wochen lang schwimmend fort. Der Altvogel mausert dabei synchron seine Schwungfedern und ist daher zeitweise flugunfähig (Markones et al. 2010).

3.5.10.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Trottellummen der biogeografischen Population „Nord-Atlantik“ halten sich ganzjährig in der deutschen Nordsee auf. Während der Brutzeit (Ende Frühjahr/Anfang Sommer) kommen sie stark konzentriert im Umkreis der einzigen in Deutschland gelegenen Brutkolonie auf Helgoland vor, in geringen bis mittleren Abundanzen aber auch in den anderen Bereichen der Deutschen Bucht. Nach der Brutzeit zeigen sie eine hohe Konzentration im Offshore-Bereich mit Wassertiefen zwischen 40 und 50 m. Im Spätherbst/Frühwinter erreichen Trottellummen in der deutschen Nordsee die größten Anzahlen und sind nahezu im gesamten Gebiet weit verbreitet, mit einem Schwerpunkt innerhalb des 20-m-Tiefenbereiches vor den Ostfriesischen Inseln. Auch durchziehende Trottellummen kommen in den drei Schutzgebieten vor, wenn im Herbst die außerhalb der Schutzgebiete gelegenen winterlichen Aufenthaltsorte aufgesucht und im Frühjahr wieder verlassen werden.

Tab. 27: Rastbestandszahlen der Trottellumme für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013) (FTZ unpubliziert).

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷¹	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	18.500	0,3	2.900	550	4.400
Sommer	7.000	0,1	3.300	90	900
Herbst	21.000	0,4	4.700	2.200	600
Winter	33.000	0,6	6.000	850	9.000

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ sind Trottellummen ganzjährig anzutreffen. Dabei werden die größten Bestände im Herbst erreicht, einhergehend mit hohen Individuendichten von > 5 Ind./km² (FTZ unpubliziert). Auch im Winter und Frühjahr ist die Art im NSG häufig, im Sommer dagegen nur mit relativ wenigen Vögeln vertreten (Tab. 27). Innerhalb des NSG zeichnen sich keine Schwerpunkte des Vorkommens ab (Mendel et al. 2008).

NSG „Doggerbank“

Das NSG „Doggerbank“ wird besonders im Winter und Frühjahr von vielen Trottellummen bevölkert, deutlich weniger sind es im Sommer und Herbst (Tab. 27). Das Vorkommen erstreckt sich über das gesamte NSG, doch wurden die höchsten Dichten im Winter im Südwesten des Gebiets beobachtet (FTZ unpubliziert).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Trottellummen ganzjährig vor. Im Winter sind die Bestände im NSG am größten, in der Vorbrutzeit sind sie am geringsten (Tab. 27) und überwiegend auf tiefere Meeresbereiche im westlichen Teil beschränkt. Auch während der Brut- und Nachbrutzeit halten sich die Tiere bevorzugt dort auf, bevor sie sich im Spätherbst wieder der Küste nähern und dann in mittleren Dichten überwiegend im östlichen Teil des NSG auftreten (Abb. 19).

Die Helgoländer Trottellummen zeigen während der Brutzeit einen im Vergleich zu anderen Brutkolonien relativ kleinen Aktionsradius, so dass sich die Vögel im Umkreis von 15–20 km konzentrieren (Grunsky-Schöneberg 1998, Dierschke et al. 2004). Da entsprechende Beobachtungen bis 40 km nördlich von Helgoland reichen, dient das NSG „Sylter

⁷¹ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zumindest einem Teil der Brutvögel als Nahrungsgebiet.

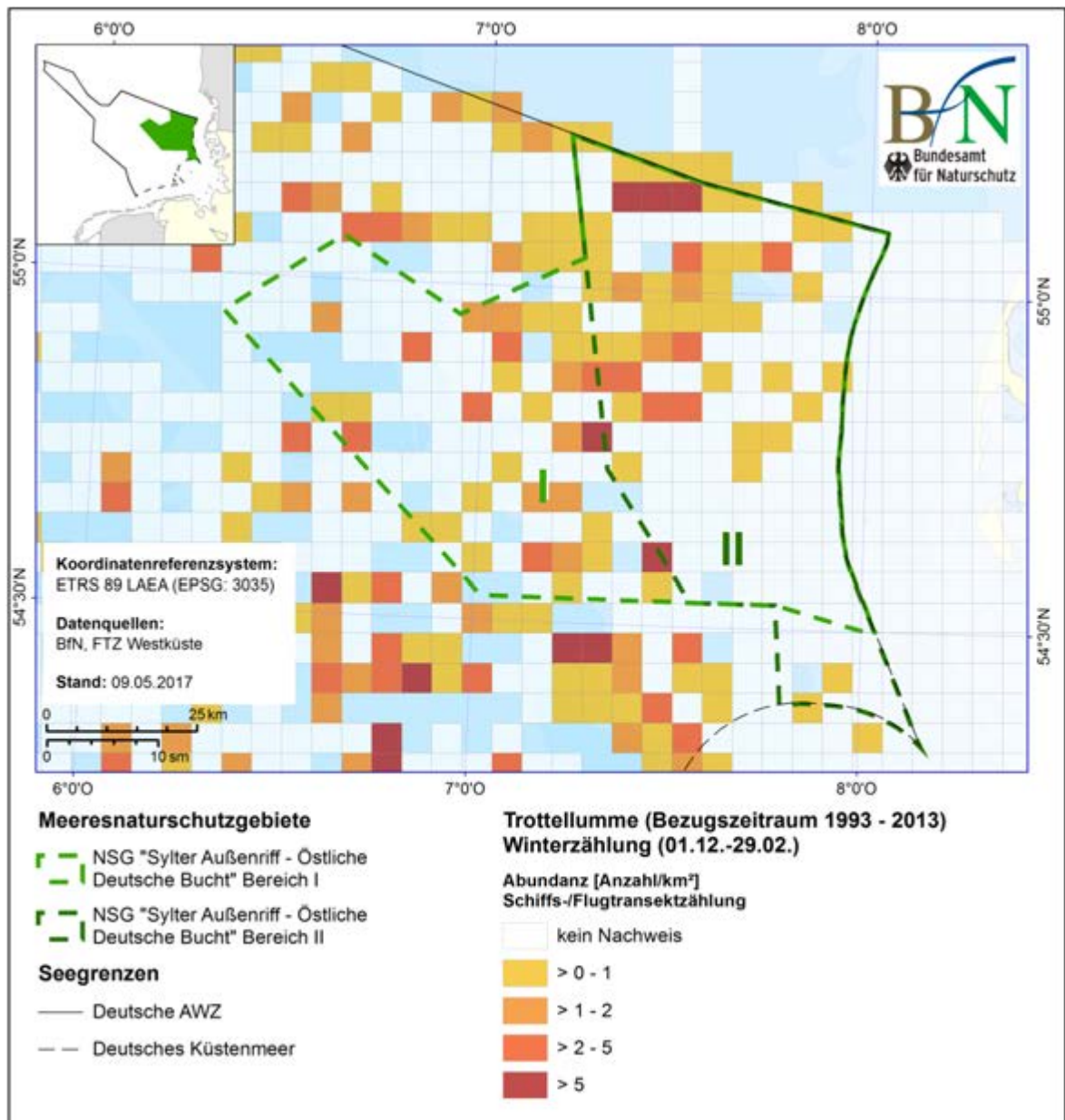


Abb. 19: Mittlere Abundanz der Trottellumme im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.10.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** beherbergt zu allen Jahreszeiten große Anteile des Individuenbestandes der Trottellumme in der deutschen Nordsee – zwischen 16 % im Frühjahr und 47 % im Sommer. Ein Teil der dort beobachteten Vögel ist der einzigen deutschen Brutkolonie der Art auf Helgoland zuzurechnen. Der hohe Individuenanteil im Sommer geht demzufolge mit der funktionellen Bedeutung als Nahrungsgebiet für den deutschen Brutbestand einher. Damit hebt sich dieses NSG noch deutlicher von den beiden anderen NSG in der AWZ ab, in denen sich ebenfalls viele

Trottellummen aufhalten – Anteile am Rastbestand der deutschen Nordsee betragen im **NSG „Doggerbank“** bis zu 27 % (Winter) und im **NSG „Borkum Riffgrund“** bis zu 10 % (Herbst).

Im Hinblick sowohl auf den Winterbestand als auch auf die Nahrung suchenden Brutvögel ist das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** mit den angrenzenden SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ (einschließlich des NSG „Lummenfelsen der Insel Helgoland“) und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) vernetzt.

Nicht zuletzt aufgrund der hohen Individuenzahlen stellen Trottellummen in allen drei NSG der AWZ wichtige Topprädatoren dar. Im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** wird dabei im Mai und Juni zusätzlich zum eigenen Bedarf Fisch für die Ernährung der Küken auf Helgoland entnommen. Die Unzerschnittenheit ist ein wichtiges Kennzeichen der marinen Lebensräume von Trottellummen, da diese eine Meidung gegenüber Vertikalstrukturen wie Offshore-Windparks zeigen (Kap. 5.4.6).

3.5.10.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Das ganzjährig starke Vorkommen mit hohen bis sehr hohen Anteilen am deutschen Gesamtbestand sowie die Rolle bei der Versorgung der einzigen deutschen Brutkolonie mit Kükennahrung kennzeichnen das NSG als Gebiet von hervorragendem Wert für den Erhalt der Trottellumme, zumal es gut mit benachbarten Teilen von Natura 2000-Schutzgebieten vernetzt ist. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyIV im gesamten Schutzgebiet die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Ferner wird für den Bereich II die Erhaltung der *natürlichen* Qualität der Lebensräume als Schutzziel genannt (§ 5 Abs. 2 Nr. 4 NSGSyIV), wobei für die Trottellumme angesichts seiner Meidung des Einfliegens in Offshore-Windparks insbesondere der Aspekt der *Unzerschnittenheit* bzw. des *ungehinderten Zugangs* zu angrenzenden und benachbarten Meeresbereichen von Bedeutung ist. Unzerschnittene Lebensräume sind darüber hinaus auch Schutzzweck im Bereich I (§ 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyIV).

3.5.10.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Bei der weit über das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ verbreiteten Trottellumme wird zur Bewertung des Unterkriteriums „Populationsgröße“ der Winterbestand herangezogen. In Bereich II und im Komplexgebiet lag das Maximum aus dem Bewertungszeitraum (2010–2015) mit 45 % bzw. 61 % deutlich unter der durchschnittli-

chen Gebietskapazität. Aufgrund dieses nun deutlich niedrigeren Winterbestandes wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ für beide Gebiete als mittel bis schlecht (C) bewertet. In der gesamten deutschen Nordsee wurde für den Zeitraum 1990–2014 ein statistisch signifikanter positiver Bestandstrend für den Sommerbestand festgestellt, für den Winterbestand liegt keine entsprechende Angabe vor (Markones et al. 2015). Entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargestellten Methodik wird das Unterkriterium „Bestandstrend“ für Bereich II und gesamtes Komplexgebiet daher als hervorragend (A) bewertet. Nach den Aggregationsregeln (BfN 2017, Kap. 4.2.2) führt ein hervorragender Bestandstrend (A) zu einer Aufwertung bei mittlerer bis schlechter Ausprägung (C) des Unterkriteriums „Populationsgröße“, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit gut **(B)** für Bereich II und Komplexgebiet bewertet wird.

Tab. 28: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trottellumme im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Winter	5.322	2.380	C
Komplexgebiet	Winter	6.935	4.200	C

Trottellummen werden im NSG vor allem durch die Energieerzeugung aus Wind und verschiedene Ausprägungen der Schifffahrt beeinträchtigt. OWP werden in vielen Fällen zumindest teilweise, oft stark gemieden und führen dadurch zu Lebensraumverlust (Dierschke et al. 2016). Da Windparks meist weiträumig umflogen werden, wird der Lebensraum durch diese Barrierewirkung fragmentiert. Daher sorgen der Windpark „Butendiek“ im Schutzgebiet, aber auch die direkt an der Grenze des NSG errichteten Windparks „Amrumbank West“ und „DanTysk“, für eine Zerschneidung des Lebensraums. Vor sich nähernden Schiffen tauchen Trottellummen häufig ab (Mendel et al. 2008), was zu einer Störung der Phasen von Nahrungssuche oder Ruhen führt. Schiffsverkehr tritt in allen Bereichen des NSG auf, gehäuft um Windparks (Serviceschiffe), großflächig aber auch durch Fischereifahrzeuge sowie in geringerem Ausmaß durch Frachtschiffe und Militärschiffe. Die grundberührende Fischerei sorgt darüber hinaus für eine Entwertung der Lebensräume, da nicht nur Beutefische der Trottellumme gezielt oder als Beifang entnommen werden, sondern auch der Meeresboden physisch gestört wird – ebenfalls mit Auswirkungen auf das Nahrungsangebot der Art. In gleicher Weise sorgt der derzeit nur kleinflächig im NSG betriebene Sand- und Kiesabbau für Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. einen -verlust und für Trübungsfahnen, ebenfalls mit Auswirkungen auf das Angebot und die Erreichbarkeit von Beutefischen. Eine Reduzierung des Nahrungsangebots erfolgt schließlich durch die pelagische Schleppnetzfisherei. Aufgrund der vielfältigen Einwirkungen von Nutzungen, die sowohl im Bereich II als auch im

gesamten Komplexgebiet auftreten, wird das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ für Trottellummen jeweils mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (B-C) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) für den Bereich II und für das Komplexgebiet den **Ist-Zustand (C)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt jeweils ein **starkes Defizit (-2)**. Neben den starken Beeinträchtigungen ist dies vor allem auf die geringe Populationsgröße im Bewertungszeitraum zurückzuführen.

3.5.11 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

3.5.11.1 Biologie

Dreizehenmöwen sind Hochseevögel und halten sich nur während der Brutzeit an Land auf. Die Erfassungen von Dreizehenmöwen auf See in der Deutschen Bucht zeigen, dass sie sich im Sommer bevorzugt in Gewässern mit mittlerem Salzgehalt aufhalten, während im Winter Gewässer mit hohem Salzgehalt bevorzugt werden (Garthe 1997, Markones 2007). In der Deutschen Bucht orientiert sich die Verbreitung während des Sommers anscheinend am Elbe-Urstromtal, in dessen Umfeld sich bei bestimmten Windverhältnissen Frontensysteme bilden können (Krause et al. 1986). Auch wurden in der Deutschen Bucht erhöhte Konzentrationen von Dreizehenmöwen an Temperatur- und Auftriebsfronten festgestellt (Markones 2007). Sehr wahrscheinlich führen diese Fronten zu einem erhöhten Nahrungsangebot.

Der Aktionsradius der Dreizehenmöwen wird stark durch die Nahrungsverfügbarkeit beeinflusst (Hamer et al. 1993, Daunt et al. 2002). Die häufigsten Beuteorganismen der Dreizehenmöwen, pelagische Schwarmfische, zeigen eine hohe räumliche Mobilität, welche durch hydrografische Bedingungen gesteuert wird. Für Helgoländer Brutvögel wird der Aktionsradius auf 70–90 km geschätzt (Dierschke et al. 2011).

Die Nahrung besteht überwiegend aus Fisch, besonders aus pelagischen Kleinfischen wie Sandaalen (Ammodytidae), Heringsartigen (Clupeidae), Dorschartigen (Gadidae) und Grundeln (Gobiidae). Während der Jungenaufzucht werden Dorschartige, v. a. Wittlinge (*Merlangius merlangus*), Sandaale und Clupeiden, insbesondere Sprotten sowie Seeringelwürmer verfüttert (Vauk-Hentzelt & Bachmann 1983, Prüter 1989, Maul 1994, Markones 2007).

Dreizehenmöwen sind tagaktiv, zeigen ihre stärkste Flugaktivität in den Morgen- und den späten Abendstunden und fliegen fast nie während der Nacht (Daunt et al. 2002). Die Flughöhe ist meist relativ gering (nach der Modellierung von Cook et al. 2012 zu 15,7 % höher als 20 m).

3.5.11.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Dreizehenmöwen der biogeografischen Population „Ost-Atlantik“ kommen ganzjährig in der deutschen Nordsee vor. Im Frühjahr und Sommer liegt ihr Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der einzigen Brutkolonie auf Helgoland. Die Individuendichten in Meeresgebiete-

ten, die in größerer Entfernung zur Brutkolonie liegen, sind im Sommer deutlich geringer als im Frühjahr. Im Herbst lässt sich eine verstreute Verbreitung im gesamten küstenfernen Bereich der Deutschen Bucht erkennen, mit einem Verbreitungsschwerpunkt im südwestlichen Teil der deutschen AWZ der Nordsee. Im Winter sind Dreizehenmöwen sowohl Offshore als auch im küstennäheren Bereich weit verbreitet (Tab. 29). Neben den Rastvögeln kommen jeweils auch Vögel vor, die die drei Schutzgebiete auf dem Zug zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten durchfliegen.

Tab. 29: Rastbestandszahlen der Dreizehenmöwe für die gesamte deutsche Nordsee. Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum –2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): III: 11–50 Ind.

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷²	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	13.500	0,2	4.200	290	800
Sommer	20.000	0,2	2.000	III	III
Herbst	16.500	0,2	2.200	360	210
Winter	14.000	0,2	3.900	360	17.000

NSG „Borkum Riffgrund“

Von Herbst bis Frühjahr kommt die Dreizehenmöwe in allen Bereichen des NSG „Borkum Riffgrund“ in mittleren Individuendichten vor. Im Sommer ist das Auftreten hingegen nur spärlich (Tab. 29, FTZ unpubliziert).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ sind Dreizehenmöwen ganzjährig anzutreffen, am häufigsten im Winter, am seltensten im Sommer (Tab. 29, FTZ unpubliziert).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind Dreizehenmöwen ganzjährig häufig anzutreffen (Tab. 29). Im Frühjahr liegt einer der Verbreitungsschwerpunkte dieser Art im westlichen Teil des Schutzgebietes (Abb. 20). Im Winter werden hohe Dichten sowohl im westlichen als auch im südlichen Teil beobachtet (Mendel et al. 2008). Während dieser beiden Jahreszeiten ist die Dreizehenmöwe im gesamten Gebiet verbreitet. Im Sommer und Herbst ist das Vorkommen hingegen lückiger und zeigt nur lokal erhöhte Dichten (FTZ unpubliziert). Angaben zum Aktionsradius Helgoländer

⁷² Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

Brutvögel bzw. vorliegende Beobachtungen von Dreizehenmöwen im NSG (Garthe & Hüppop 2000, Dierschke et al. 2004) legen nahe, dass diese Vögel während der Brutzeit das Schutzgebiet zur Nahrungsaufnahme aufsuchen.

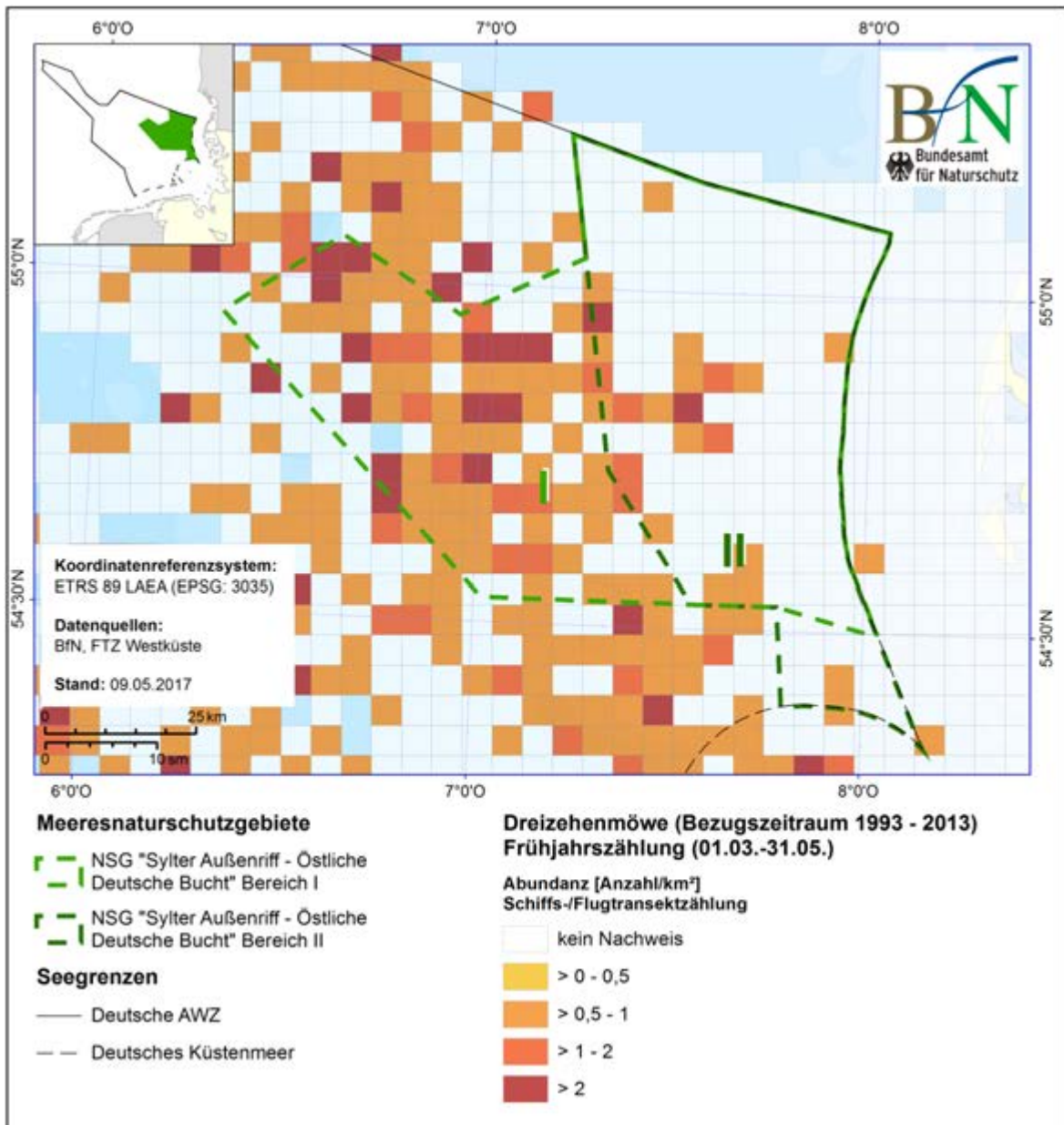


Abb. 20: Mittlere Abundanz der Dreizehenmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.11.3 Ökologische Funktionen

Aufgrund des ganzjährig starken Vorkommens ist die Dreizehenmöwe in allen drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee als wichtiger, quantitativ bedeutender Topprädator anzusehen.

Ganzjährig halten sich im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** große Anteile des Individuenbestandes der deutschen Nordsee auf, besonders im Frühjahr (Anteil 31 %) und im Winter (Anteil 28 %). Demgegenüber ist das Vorkommen in den anderen NSG der AWZ entweder geringer (**NSG „Borkum Riffgrund“**, s. Tab. 29) oder unregelmäßiger (im **NSG „Doggerbank“** nur im Winter sehr viele Vögel, s. Tab. 29).

Das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** dient dem einzigen deutschen Brutbestand auf Helgoland als Nahrungsgebiet. In dieser Hinsicht ist das NSG mit dem benachbarten SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ (einschließlich des NSG „Lummenfelsen der Insel Helgoland“) vernetzt. Dies ist auch deshalb zu beachten, weil sich der Helgoländer Brutbestand in starker Abnahme befindet (J. Dierschke et al. 2016). Zudem gilt der gesamte europäische Bestand als gefährdet (BirdLife International 2015).

3.5.11.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Die Häufigkeit zu allen Jahreszeiten sowie die Funktion als Nahrungsgebiet für den einzigen deutschen Brutbestand verdeutlichen den hervorragenden Wert, den das Schutzgebiet für den Erhalt der Dreizehenmöwe besitzt. Dies gilt ausdrücklich für beide Bereiche des Schutzgebietes, da sich zu manchen Jahreszeiten mehr Vögel im Westteil als im Bereich II aufhalten. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyIV im gesamten Schutzgebiet die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Ferner wird für den Bereich II die Erhaltung der *natürlichen* Qualität der Lebensräume als Schutzziel genannt (§ 5 Abs. 2 Nr. 4 NSGSyIV), wobei für die Dreizehenmöwe aufgrund ihrer Bindung an hydrographische Fronten der Erhalt einer *erhöhten biologischen Produktivität an den vertikalen Frontenbildungen* von Bedeutung ist.

3.5.11.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Zur Bewertung des Populationszustands der Dreizehenmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden Daten aus dem Sommer herangezogen – wegen der Helgoländer Brutvögel, die das Gebiet zur Nahrungssuche anfliegen, eine im Hinblick auf die Vernetzung von Schutzgebieten relevante Jahreszeit. Mit 31 % bzw. 9 % wurde im Bewertungszeitraum (2010–2015) weder im Bereich II noch im gesamten Komplexgebiet auch nur annähernd die durchschnittliche Gebietskapazität erreicht (Tab. 30). Demzufolge

ist das Unterkriterium „Populationsgröße“ für beide Gebiete als mittel bis schlecht (C) zu bewerten. Der Sommerbestand in der deutschen Nordsee hat im Zeitraum 1990–2014 statistisch signifikant und stark abgenommen (Markones et al. 2015). Daraus ergibt sich für Bereich II und Komplexgebiet eine Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ mit (C). Das Kriterium **„Zustand der Population“** wird infolge der Bewertungen von Populationsgröße und Bestandstrend in Bereich II und Komplexgebiet mit **(C)** belegt.

Tab. 30: Durchschnittliche Gebietskapazität der Dreizehenmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	2.485	772	C
Komplexgebiet	Sommer	8.287	772	C

Obwohl Dreizehenmöwen häufig auch innerhalb von Offshore-Windparks festgestellt werden, ist eine partielle Meidung nicht auszuschließen, so dass durch die Windenergieanlagen im Schutzgebiet bzw. an dessen Grenzen Lebensraumverluste und Barrierewirkungen entstehen können (Kap. 6.12.9). Diese Effekte sind jedoch weniger stark ausgeprägt als z. B. bei Sterntaucher oder Basstölpel (s. Kap. 3.5.2.5 und Kap. 3.5.5.5), zumal bei der Dreizehenmöwe der Schiffsverkehr – im Zusammenhang mit Windparks, aber auch allgemein – nicht beeinträchtigend wirkt. Allerdings ist das Risiko von Individuenverlusten durch Kollisionen im Windpark „Butendiek“ von hoher Bedeutung (vgl. Kap. 6.12.9). Von großem Einfluss ist auch die Fischerei, insbesondere die grundberührende Fischerei, aber auch die pelagische Schleppnetzfischerei. Die Dreizehenmöwe ist sehr empfindlich gegenüber der Entnahme von Beutefischen durch die Fischerei, insbesondere wenn kleine Fische wie bei der „Gammelfischerei“ nicht wieder zurückgeworfen werden (s. Kap. 0). Hinzu kommt die wiederholte Störung bzw. Schädigung von Lebensräumen wichtiger Beutefische (insbesondere der Sandaale) durch die grundberührende Fischerei, aber auch durch die derzeit kleinräumig im Schutzgebiet betriebene Entnahme von Sand und Kies. In Anbetracht der genannten Einflüsse wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** in Bereich II und Komplexgebiet als **(C)** festgelegt.

Nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) ergibt sich aus den in Tab. 45 aufgeführten Einzelbewertungen (C-C) für Bereich II und Komplexgebiet der **Ist-Zustand (C)** als Gesamtbewertung. Der Abgleich von Ist-Zustand und **Soll-Zustand (A)** resultiert jeweils in einem **starken Defizit (-2)**. Ausschlaggebend für das starke Defizit ist besonders die geringe Populationsgröße bei zudem abnehmendem Populationstrend.

3.5.12 Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*, syn. *Larus minutus*)

3.5.12.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit leben Zwergmöwen in plankton- und kleinfischreichen Gebieten in Schelfmeeren. Über die Nahrung von Zwergmöwen auf See während der Zugphasen und im Winter ist kaum etwas bekannt. Hinweise auf mögliche Beuteorganismen, die von der Wasseroberfläche aufgepickt werden, liegen durch die Beprobung eines Seegebietes östlich von Helgoland mit hoher Fressaktivität von Zwergmöwen vor, wobei vor allem zooplanktische Organismen, v. a. Fischlarven, Fischeier und Ruderfußkrebse (Copepoden) gefunden wurden (Schwemmer & Garthe 2006). Im Unterlauf der Elbe dürften junge Stinte (*Osmerus eperlanus*) die Hauptnahrung darstellen (Garthe & Schwemmer 2008). Gute Ernährungsbedingungen bieten sich Zwergmöwen durch die Gezeitenströmung (Eades 1982). Sie folgen zudem regelmäßig Schiffen, um im aufgewirbelten Schraubwasser nach Nahrung zu suchen (FTZ unpubliziert, Eades 1982).

Zwergmöwen sind tagaktive Vögel, deren Zug aber auch nachts stattfindet. Sie fliegen meist in Höhen von unter 20 m (nach Cook et al. 2012 nur zu 5,5 % oberhalb davon).

3.5.12.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Zwergmöwen brüten nur sehr vereinzelt in Deutschland und kommen überwiegend während der Zugzeiten und im Winter in der Deutschen Bucht vor. Im Sommer werden nur einzelne Tiere beobachtet. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in der Verlängerung der Eidermündung vor Schleswig-Holstein und im Bereich um Helgoland sowie zur Zeit des Wegzuges in der äußeren Elbmündung. Die Vögel gehören zur biogeografischen Population „Nord-, Ost- & Mitteleuropa“.

Tab. 31: Rastbestandszahlen der Zwergmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert) Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind. III: 11–50 Ind.

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeografischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷³	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	4.600	3,7	3.000	480	900
Sommer	III	< 0,1	I	III	0
Herbst	400	0,3	640	100	0
Winter	1.100	0,9	520	70	0

⁷³ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

NSG „Borkum Riffgrund“

Während des Frühjahrszuges können Zwergmöwen im gesamten NSG „Borkum Riffgrund“ in mittleren bis hohen Dichten angetroffen werden. Deutlich schwächer ist das Vorkommen im Herbst und Winter, im Sommer fehlt die Art fast ganz (Tab. 31, FTZ unpubliziert). Neben Rastvögeln ist auch mit dem Vorkommen von das Schutzgebiet lediglich auf dem Zug durchfliegenden Vögeln zu rechnen, da das NSG im Bereich des Hauptzugkorridors liegt (Schwemmer & Garthe 2006).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ sind Zwergmöwen bisher nur im Frühjahr beobachtet worden, allerdings eher punktuell, wenngleich dann in Dichten $> 2 \text{ Ind./km}^2$ (Tab. 31). Das deutet darauf hin, dass dieses Schutzgebiet von Durchzüglern durchflogen wird. In den anderen Jahreszeiten reicht das Vorkommen insgesamt nicht bis in den zentralen Bereich der Nordsee hinein.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Phänologie des Zwergmöwen-Vorkommens im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ entspricht derjenigen in der gesamten deutschen Nordsee (Tab. 31). Mit Abstand am häufigsten ist sie im Frühjahr anzutreffen, wohingegen sie im Sommer nahezu vollständig fehlt. Die Art kommt im Frühjahr im gesamten Schutzgebiet vor, ohne dass im langjährigen Mittel bestimmte Gebietsteile präferiert werden (Abb. 21). Demgegenüber beschränkt sich die Anwesenheit im Herbst und Winter weitgehend auf den Bereich II des Schutzgebietes. Zu den genannten Jahreszeiten treten zusätzlich zu den rastenden Vögeln auch Durchzügler auf.

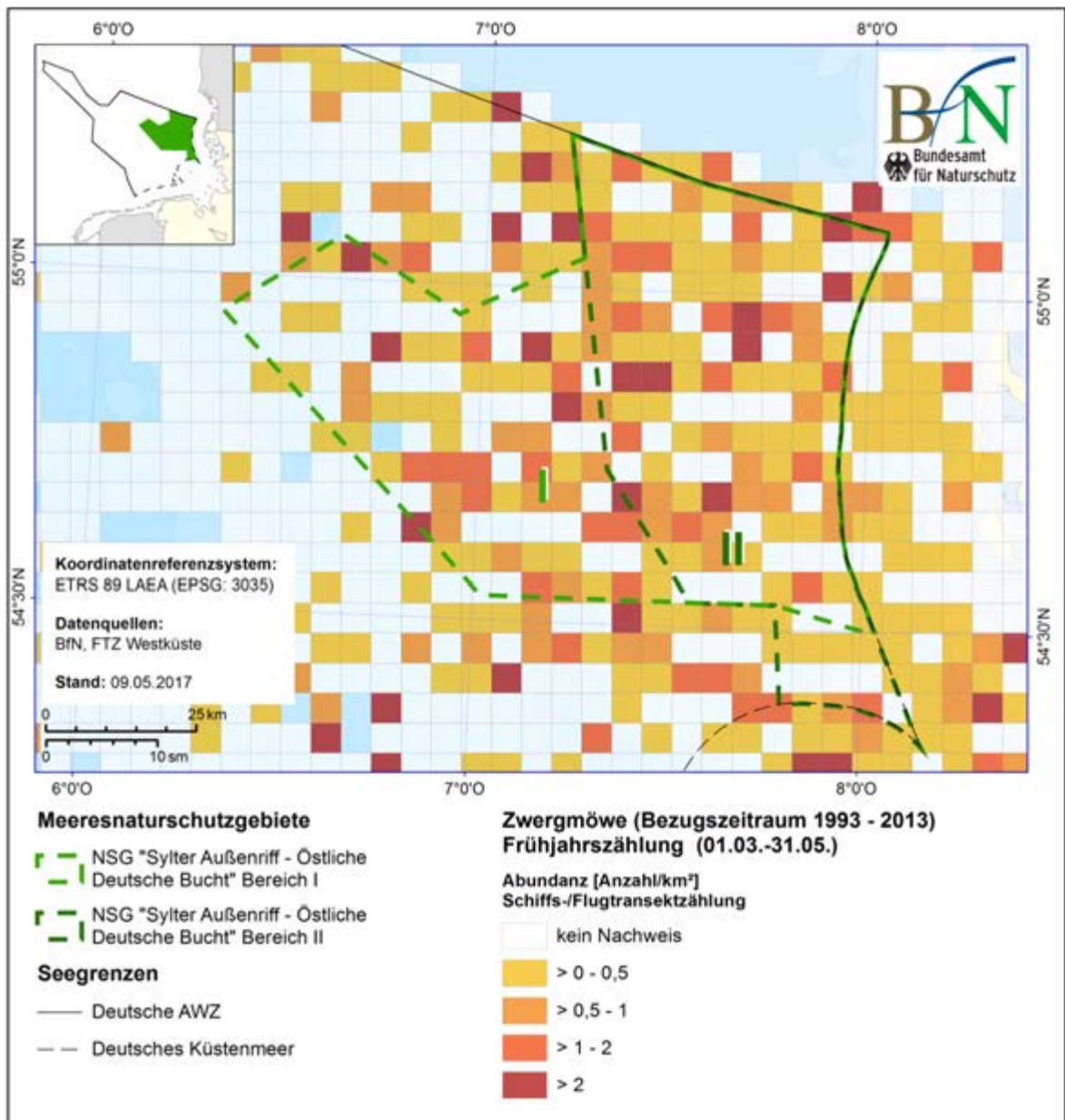


Abb. 21: Mittlere Abundanz der Zwergmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.12.3 Ökologische Funktionen

Im Frühjahr halten sich im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** 65 % des Rastbestandes der deutschen Nordsee auf (Tab. 32). Mit 47 % ist auch der Anteil am Winterbestand der deutschen Nordsee sehr hoch.

Insbesondere beim Vorkommen im Frühjahr ist eine starke Verzahnung mit benachbarten bzw. nahe gelegenen Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks festzustellen, dies betrifft die Vorkommen in gleicher oder ähnlich hoher Dichte in den SPA „Seevogel-schutzgebiet Helgoland“, „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) und „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“

sowie im **NSG „Borkum Riffgrund“**. Mit 10 % Anteil am Frühjahrsbestand der deutschen Nordsee hat letztgenanntes eine im Hinblick auf den nationalen Bestand mittlere Bedeutung. Das **NSG „Doggerbank“** hat mit einem Anteil von 20 % am Frühjahrsbestand der deutschen Nordsee eine mittlere bis hohe Bedeutung.

3.5.12.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Seine im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargelegte quantitative Bedeutung und die Vernetzung mit anderen Natura 2000-Gebieten weisen das gesamte Schutzgebiet als Gebiet von besonders hoher Bedeutung für die Erhaltung der Zwergmöwe aus. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 Nr. 3 NSGSyV im gesamten Schutzgebiet die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen.

3.5.12.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Zwergmöwen vor allem im Frühjahr vor, so dass sich die Bewertung des Populationszustandes auf diese Jahreszeit stützt. Im Bereich II wurde die durchschnittliche Gebietskapazität im Bewertungszeitraum (2010–2015) erreicht, im gesamten Komplexgebiet mit 95 % nur leicht unterschritten (Tab. 32). Das Unterkriterium „Populationsgröße“ wird daher als hervorragend (A) bewertet. Zum Unterkriterium „Bestandstrend“ kann keine Angabe gemacht werden, weil für die deutsche Nordsee kein Trend berechnet worden ist. Das Kriterium „**Zustand der Population**“ wird deshalb allein aufgrund der Populationsgröße bewertet und folglich in Bereich II und Komplexgebiet mit **(A)** belegt.

Tab. 32: Durchschnittliche Gebietskapazität der Zwergmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010– 2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Frühjahr	3.885	4.887	A
Komplex- gebiet	Frühjahr	6.845	6.524	A

Zwergmöwen sind gegenüber der Schifffahrt unempfindlich. Auch grundberührende Fischerei und marine Sand- und Kiesgewinnung spielen für diese Vögel, die Nahrungspartikel von der Wasseroberfläche absammeln, als Störfaktor kaum eine Rolle. Als einzige Nutzung im Schutzgebiet, gegenüber der Zwergmöwen eine Empfindlichkeit zeigen, sind Offshore-Windparks zu nennen. Verschiedenen Untersuchungen zufolge werden diese mitunter gemieden (Dierschke et al. 2016), was zu einer gewissen Barrierewirkung und Lebensraumverlust auch im Schutzgebiet führt (Kap. 6.12.10). Angesichts des Fehlens weiterer auf Zwergmöwen einwirkender Nutzungen kann für das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ ein **(A)** für Bereich II und Komplexgebiet vergeben werden.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der beiden Kriterien (A-A, s. Tab. 45) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) den **Ist-Zustand (A)**. Damit entspricht der Ist-Zustand dem **Soll-Zustand (A)**, so dass sich **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)** ergibt. Gesamtbewertungen, Ist-Zustand und fehlendes Defizit gelten gleichermaßen für Bereich II und Komplexgebiet.

3.5.13 Sturmmöwe (*Larus canus*)

3.5.13.1 Biologie

Sturmmöwen brüten meist auf Inseln, Landzungen oder in Sümpfen an Standorten mit kurzer Vegetation. In Mittel- und Westeuropa sind Sturmmöwen an Küsten konzentriert, doch sind sie weniger als z. B. Silbermöwen an die Küste gebunden. Zur Nahrungssuche nutzen Sturmmöwen landwirtschaftliche Flächen (vor allem Grünlandbereiche; Kubetzki 2001, Schwemmer et al. 2008) sowie Wattflächen, aber auch Mülldeponien. Besonders im Winter kommen sie auf der südlichen Nordsee auch küstenfern bis mind. 30 km vor der Küste vor.

Sturmmöwen weisen von allen europäischen Möwenarten das breiteste Nahrungsspektrum auf. Es besteht aus einer Vielfalt terrestrischer und mariner Beuteorganismen. Aus dem marinen Bereich werden überwiegend Wirbellose aus dem Wattenmeer (besonders Crustaceen, Polychaeten, Muscheln, Echinodermata) und etwas weniger häufig pelagische Fische erbeutet (Vauk-Hentzelt & Schumann 1980, Darnedde 1993, Kubetzki et al. 1999, Kubetzki & Garthe 2003). Auf See ernähren sich Sturmmöwen, indem sie im Flug Nahrung von der Wasseroberfläche aufpicken, flach sturztauchend unter die Wasseroberfläche gelangen oder auf dem Wasser schwimmend kleine Partikel aufpicken. Zudem sind sie regelmäßig als Schiffsfolger hinter Fisch- und Garnelenkuttern anzutreffen (Walter & Becker 1997, Garthe & Hüppop 1998). Im Wattenmeer nutzen sie Prielsysteme und Wattflächen.

Sturmmöwen sind überwiegend tagaktiv, jedoch suchen sie auch in der Dämmerung nach Nahrung. Zugbeobachtungen auf Helgoland ergaben, dass 86 % aller erfassten Sturmmöwen in einer Höhe < 50 m fliegen (Dierschke & Daniels 2003). Eine Modellierung mit Hilfe der Ergebnisse aus 23 Untersuchungen zeigte, dass 22,9 % der Flüge höher als 20 m stattfinden (Cook et al. 2012).

3.5.13.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Sturmmöwen halten sich ganzjährig in der deutschen Nordsee auf. Im Offshore-Bereich werden die größten Bestände im Winter erreicht (Tab. 33, Abb. 22).

Das Wintervorkommen erstreckt sich mit hohen Dichten über den gesamten küstennahen Bereich bis zur 20 m-Tiefenlinie. Auch in küstenferneren Gebieten treten Sturmmöwen noch regelmäßig, jedoch in deutlich geringerer Anzahl auf. Zum Frühjahr hin nimmt das Vorkommen deutlich ab, die Verbreitungsschwerpunkte liegen aber weiterhin in der küstennahen Zone. Hohe Anzahlen treten vor der schleswig-holsteinischen Küste auf, insbesondere im Bereich von Amrum, aber auch im Einzugsgebiet der Elbe-, Weser- und Eidermündung. Auch im Sommer sind die Sturmmöwen-Anzahlen niedrig. Hohe Dichten sind dann nur in unmittelbarer Küstennähe, in der Nähe der Brutkolonien zu finden. Im Herbst steigt die Zahl der Sturmmöwen in der deutschen Nordsee wieder an. Hohe Vorkommen befinden sich dann im Wattenbereich und im unmittelbaren Mündungsbereich der Flüsse sowie vor den Ost- und Nordfriesischen Inseln. Der Großteil der Sturmmöwen wird ebenfalls in Bereichen bis ca. 20 m Wassertiefe beobachtet, verstreute Beobachtungen liegen aber auch aus dem küstenferneren Bereich vor.

NSG „Borkum Riffgrund“

Sturmmöwen kommen ganzjährig im NSG „Borkum Riffgrund“ vor (FTZ unpubliziert; Daten wurden für Tab. 33 nicht ausgewertet). Im Winterhalbjahr sind die höchsten Dichten im Süden des NSG anschließend an größere Vorkommen im Küstenbereich (Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer) zu beobachten (Mendel et al. 2008).

NSG „Doggerbank“

Über das jahreszeitliche Auftreten der Sturmmöwe im NSG „Doggerbank“ liegen keine Angaben vor, doch ist zumindest mit Durchzug im Frühjahr und Herbst zu rechnen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ können zu allen Jahreszeiten Sturmmöwen beobachtet werden, doch sind die Bestände im Vergleich zum Gesamtbestand in der deutschen Nordsee relativ gering. Beachtliche Anzahlen werden jedoch im Winter im östlichen Teil des Schutzgebietes erreicht, wobei stellenweise hohe Individuendichten zu beobachten sind (Abb. 22). Auch in den anderen Jahreszeiten ist das Vorkommen in Bereich II quantitativ deutlich stärker ausgeprägt als in den weiter westlich gelegenen Teilen des Schutzgebietes. Aufgrund der geringen Bestände im Sommer (Tab. 33) ist nicht anzunehmen, dass das Schutzgebiet ein wichtiges Nahrungsgebiet für die Brutvögel im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres darstellt. Der Westteil des Schutzgebietes wird regelmäßig von Durchzüglern durchquert, vor allem während des Frühjahrszugs und bei Winterfluchtbewegungen (Prüter 1986).

Tab. 33: Rastbestandszahlen der Sturmmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert).

Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁴	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	30.000	1,7	750	n. a.	n. a.
Sommer	30.000	1,7	III	n. a.	n. a.
Herbst	65.000	3,8	1.300	n. a.	n. a.
Winter	50.000	2,9	4.600	n. a.	n. a.

⁷⁴ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

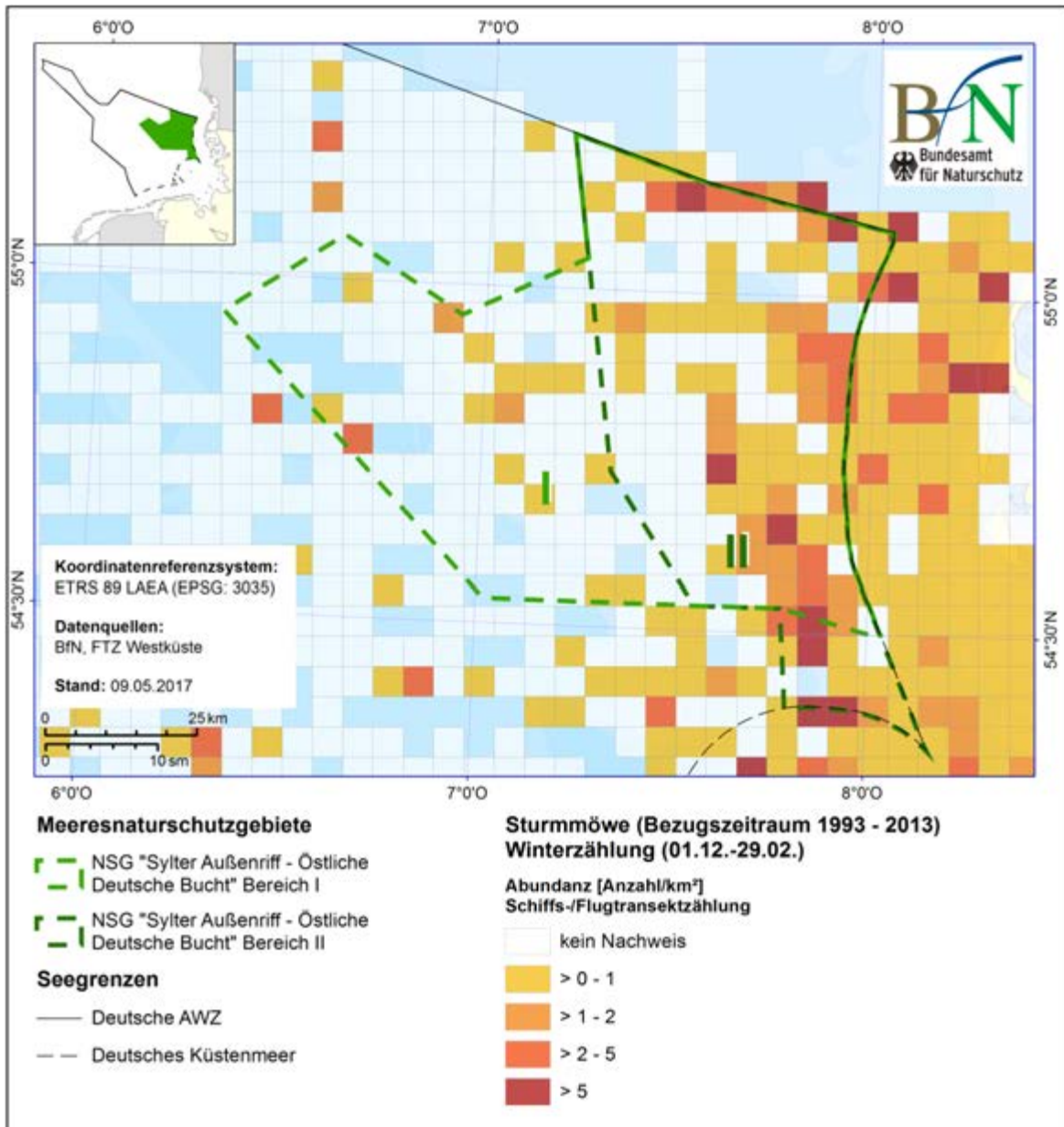


Abb. 22: Mittlere Abundanz der Sturmmöwe im Winter 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.13.3 Ökologische Funktionen

Funktionell dienen die der schleswig-holsteinischen Küste westlich vorgelagerten Meeresgebiete vor allem im Winter als Ausweichraum, wenn Schnee und Frost die Nahrungssuche an Land und im Wattenmeer erschweren oder unmöglich machen. In dieser Hinsicht ist eine enge Vernetzung des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** mit dem östlich angrenzenden SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ vorhanden. Das NSG scheint keine Bedeutung als Nahrungsgebiet für den Brutbestand an der Westküste Schleswig-Holsteins zu haben, wohingegen sich im Winter durchschnittlich 9,2 % des Bestandes der deutschen Nordsee im NSG aufhalten. Demgegenüber haben die beiden

anderen NSG in der AWZ nur geringe („**Borkum Riffgrund**“) bzw. keine Bedeutung („**Doggerbank**“) als Lebensraum für Sturmmöwen.

3.5.13.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Seine im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargelegte quantitative Bedeutung weist das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als Gebiet mit gutem Wert für die Erhaltung der Sturmmöwe aus, **so dass für Bereich II und Komplexgebiet eine hohe Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt und somit der Soll-Zustand (B) festgelegt wird.**

3.5.13.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ treten Sturmmöwen vor allem als Wintergäste auf, so dass die Bewertung der Populationsgröße anhand der Daten für diese Jahreszeit durchgeführt wird. In Bereich II und im gesamten Komplexgebiet wurde die durchschnittliche Gebietskapazität im Bewertungszeitraum (2010–2015) mit jeweils 36 % bei weitem nicht erreicht (Tab. 34). Für beide Gebiete ergibt sich aus den jeweils deutlich niedrigeren Beständen im Bewertungszeitraum eine mittlere bis schlechte Bewertung (C) für das Unterkriterium „Populationsgröße“. Ein Bestandstrend steht nur für den Sommer zur Verfügung und zeigt eine statistisch signifikante starke Abnahme im Gebiet der deutschen Nordsee für den Zeitraum 1990–2014 (Markones et al. 2015). Demzufolge ist das Unterkriterium „Bestandstrend“ für Bereich II und Komplexgebiet mit (C) zu bewerten. Die Einstufungen der Unterkriterien resultieren in einer Bewertung von **(C)** für das Kriterium „**Zustand der Population**“ in Bereich II und Komplexgebiet.

Tab. 34: Durchschnittliche Gebietskapazität der Sturmmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Winter	10.205	3.682	C
Komplex-gebiet	Winter	10.329	3.682	C

Die im NSG stattfindenden Nutzungen haben kaum negative Auswirkungen auf die dort lebenden Sturmmöwen, da sie z. B. keine Scheu vor Schiffen zeigen und von der Störung des Meeresbodens durch grundberührende Fischerei und Sand- und Kiesgewinnung keine unmittelbaren Nachteile haben. Lediglich die Energieerzeugung aus Wind stellt für Sturmmöwen eine Gefahr dar. Sie meiden zwar einerseits keine Offshore-Windparks und mitunter sogar aktiv zur Rast auf (Dierschke et al. 2016), andererseits fliegen sie aber

häufig in Rotorhöhe (Cook et al. 2012) und sind somit einem Kollisionsrisiko ausgesetzt. Dies betrifft mit dem Windpark „Butendiek“ nur einen kleinen Bereich des NSG, in dem verhältnismäßig wenige Sturmmöwen vorkommen, so dass sowohl für das Komplexgebiet als auch für Bereich II für das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ eine Bewertung mit **(A)** vergeben wird.

Die Gesamtbewertungen durch Aggregation der jeweils in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (C-A) ergeben für Bereich II und Komplexgebiet nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) jeweils den **Ist-Zustand (B)**. Aufgrund der als gering eingeschätzten Beeinträchtigungen ist unklar, warum der Bestand so stark abgenommen hat. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand zeigt somit jeweils **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.5.14 Mantelmöwe (*Larus marinus*)

Die Mantelmöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Nordsee vor. Da sie im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 5 Abs. 1 NSGSylV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.5.14.1 Biologie

Mantelmöwen brüten auf Inseln, an felsigen Küsten, aber auch in Dünengebieten und Mooren. Zur Nahrungssuche halten sie sich hauptsächlich auf der Hochsee, aber auch auf küstennahen Mülldeponien und in Seehäfen auf. Außerhalb der Brutzeit sind Mantelmöwen meist an flachen, aber möglichst tideunabhängigen Stränden zu beobachten.

Die Ernährungsweise von Mantelmöwen ist sehr vielseitig. Sie erbeuten Nahrung von der Wasseroberfläche, können durch Stoßtauchen bis zu einem Meter tief tauchen, rauben Beute von anderen Vögeln (z. B. Verbeek 1979), ernähren sich regelmäßig von Lebensmittelresten auf Mülldeponien und erbeuten Discard hinter Fischereifahrzeugen (Garthe 2003b). Fischereiaktivitäten spielen daher für die Verbreitung der Mantelmöwen in der Deutschen Bucht eine zentrale Rolle (Garthe 1997, 1999, 2003b). Zu den Zugzeiten werden auch über die Nordsee ziehende Landvögel erbeutet (Dierschke 2001b).

Zumeist überwiegt marine, tierische Nahrung. Neben selbst gefangenen Fischen, Mollusken, Polychaeten und Crustaceen kommt dem Discard eine hohe Bedeutung zu. Gadiden, die meist aus dem Discard von Fischereifahrzeugen stammen, sind die wichtigste Nahrung von Mantelmöwen, hinzu kommen oft terrestrisch erbeutete Kleinsäuger (Kock 1974, Prüter 1988, Hüppop & Wurm 2000).

Meist sind Mantelmöwen tag- und dämmerungsaktiv, als Schiffsfolger aber auch nachtaktive (Garthe & Hüppop 1996). 33 % der Mantelmöwenflüge finden höher als 20 m über der Wasseroberfläche statt (Cook et al. 2012).

3.5.14.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Mantelmöwen kommen ganzjährig im Bereich der deutschen Nordsee vor. Sie gehören zur biogeografischen Population „NO-Atlantik“ und brüten mit wenigen Brutpaaren an der deutschen Nordseeküste. Im Frühjahr und Sommer sind sie in geringen bis mittleren Anzahlen sowohl in den Küsten- als auch in den Offshore-Bereichen verstreut verbreitet. Mantelmöwen kommen bis zu einer Entfernung von 80 km von der Küste vor. Im Sommer deutet sich eine Konzentration im Bereich um Helgoland an. Zu dieser Jahreszeit wird das Vorkommen überwiegend von immaturren Vögeln dominiert (Garthe 2003b). Zum Herbst hin nimmt der Bestand deutlich zu, und es bildet sich ein zahlenstarkes Wintervorkommen mit Konzentrationen im Mündungsgebiet von Elbe und Weser bis Helgoland sowie entlang der ostfriesischen Küste. In der Deutschen Bucht sind die meisten Mantelmöwen im November zu beobachten (zusammengestellt in Garthe 2003b). Im Offshore-Bereich sind Mantelmöwen verstreut, mit nur vereinzelt Konzentrationen verbreitet. Neben Rastvögeln ist zu allen Jahreszeiten in allen drei Schutzgebieten damit zu rechnen, dass zusätzliche Individuen diese Gebiete auf dem Zug durchqueren (vgl. Prüter 1986).

Tab. 35: Rastbestandszahlen der Mantelmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)).
n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁵	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	2.600	0,6	230	n. a.	n. a.
Sommer	2.500	0,6	100	n. a.	n. a.
Herbst	16.500	3,8	1.200	n. a.	n. a.
Winter	15.500	3,6	170	n. a.	n. a.

NSG „Borkum Riffgrund“

Die Mantelmöwe kommt ganzjährig im NSG „Borkum Riffgrund“ vor, ist aber im Sommer nur vereinzelt anzutreffen. Die höchsten Dichten werden im Herbst und Winter erreicht (FTZ unpubliziert; Daten wurden für Tab. 35 nicht ausgewertet).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ tritt die Mantelmöwe nach bisherigen Beobachtungsdaten nur sporadisch und in kleiner Zahl auf, besonders im Winter (FTZ unpubliziert).

⁷⁵ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

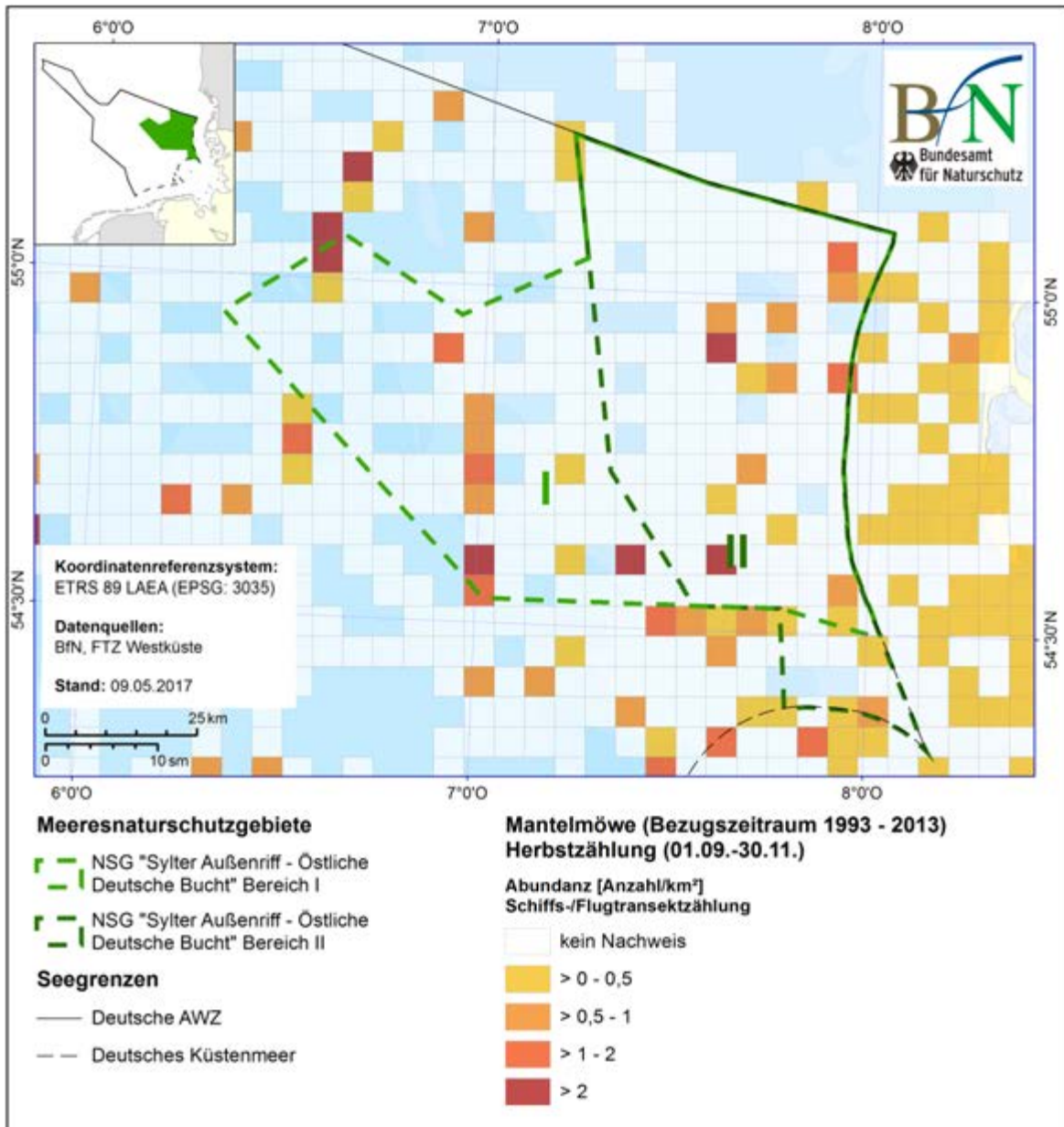


Abb. 23: Mittlere Abundanz der Mantelmöwe im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen zu jeder Jahreszeit Mantelmöwen vor. Die meisten Vögel können im Herbst beobachtet werden (Tab. 31). Obwohl sich räumliche Schwerpunkte des Auftretens nicht erkennen lassen (Abb. 23), ist die Art außer im Winter häufiger im West- als im Ostteil des Schutzgebietes anzutreffen.

3.5.14.3 Ökologische Funktionen

Der Anteil der Vögel des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** am Bestand der deutschen Nordsee beläuft sich auf bis zu 8,8 % im Frühjahr und 7,3 % im Herbst. In den **NSG „Borkum Riffgrund“** und **„Doggerbank“** kann die Bedeutung der Gebiete derzeit nicht nach Populationsanteilen abgeschätzt werden. Während die Art auf der **Doggerbank** kaum vorkommt, ist sie im **NSG „Borkum Riffgrund“** in ähnlicher Dichte wie im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** anzutreffen.

Wegen der Verknüpfung des Vorkommens im marinen Bereich mit dem Auftreten von Fischereifahrzeugen (Garthe 2003b) ist damit zu rechnen, dass Mantelmöwen weiträumig in der Deutschen Bucht umherstreifen. Dadurch stellt das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** mit weiteren Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, namentlich den SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“, „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“, „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“, dem NSG „Borkum Riffgrund“ und dem niederländischen SPA „Noordzeekustzone“ eine funktionelle Einheit dar, während das NSG „Doggerbank“ für die Art nur von geringer Bedeutung ist.

3.5.15 Silbermöwe (*Larus argentatus*)

Die Silbermöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Nordsee vor. Da sie im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 5 Abs. 1 NSGSylV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.5.15.1 Biologie

Silbermöwen leben zu allen Jahreszeiten bevorzugt an Küsten, insbesondere Jungvögel gelangen im Herbst und Winter auch weit ins Binnenland. Im Winter sind Silbermöwen auch auf der offenen See relativ weit verbreitet. Ihre Brutplätze befinden sich oft in Dünen, in lockerem Gras, auf Kiesstränden oder Felsinseln. Zur Nahrungssuche nutzen sie vor allem den küstennahen Offshore-Bereich und das Wattenmeer. Sie sind sowohl tagsüber als auch in der Dämmerung und nachts aktiv. An der Nordseeküste wird die Aktivität aber von den Gezeiten beeinflusst, denn die meisten Individuen fliegen um Niedrigwasser von der Kolonie in die Gezeitenzone zur Nahrungsaufnahme (z. B. Spaans 1971, Galusha & Amlaner 1977, Garthe et al. 1999). Generell fressen Silbermöwen im Küstenbereich hauptsächlich Wirbellose (Muscheln, Crustaceen, Seesterne) aus der Gezeitenzone, in geringeren Mengen auch Fische (Ehlert 1957, Focke 1959, Wietfeld 1977, Prüter et al. 1988, Dervedde 1993, Garthe et al. 1999, Kubetzki & Garthe 2003).

Im Gegensatz dazu ernähren sich Silbermöwen zur Brutzeit auf Helgoland überwiegend von Fisch, wobei sich selbst erbeutete Fische (vor allem Sandaale (*Ammodytidae*) und Clupeiden) und Discard (in erster Linie Gadiden) anteilmäßig in etwa die Waage halten (Dierschke & Hüppop 2003). Weitere wichtige Beutetiere sind dort Strand- und Schwimm-

krabben, während andere marine Wirbellose wie Seesterne oder Muscheln in den Hintergrund treten. Der hohe Anteil an Fischen in der Nahrung ist in der südlichen Nordsee scheinbar ein Charakteristikum für Helgoland und wurde auch in anderen Jahreszeiten beobachtet (z. B. Löhmer & Vauk 1969, Prüter 1988, Hüppop & Wurm 2000).

Mit Hilfe von 24 Einzeluntersuchungen kam eine Modellierung von Cook et al. (2012) zu dem Ergebnis, dass Flüge zu 28,4 % in mehr als 20 m Höhe über der Wasseroberfläche erfolgen.

3.5.15.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Silbermöwe ist eine der häufigsten Brutvogelarten der deutschen Nordseeküste, die Vögel gehören zu den beiden Unterarten *L. a. argentatus* und *L. a. argenteus*. Im Frühjahr, Sommer und Herbst kommen Silbermöwen entlang der gesamten Küste in hoher Anzahl im Wattbereich sowie im Übergangsbereich zwischen Watt und Offshore-Bereich vor. Im Sommer sind sie besonders eng an das Wattenmeer und die Brutkolonien gebunden. Zu dieser Zeit sind die Dichten im Offshore-Bereich eher gering. Große Anzahlen können küstennah lokal hinter Fischkuttern beobachtet werden. Im Herbst zeigt sich ein ähnliches Bild, doch nimmt der Bestand in der AWZ im Vergleich zum Sommer zu. Im Winter verringert sich der Bestand im Wattenmeer, während er in der AWZ zunimmt.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ kommen Silbermöwen ganzjährig, aber nur in geringer Dichte vor (Mendel et al. 2008). Es ist damit zu rechnen, dass ein kleiner Teil der Brutvögel von den Ostfriesischen Inseln das NSG im Zuge der Versorgung ihrer Jungen mit Nahrung aufsucht.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ tritt die Silbermöwe nur unregelmäßig in kleiner Zahl auf (FTZ unpubliziert).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ können während des gesamten Jahres Silbermöwen beobachtet werden (Tab. 36) Im Frühjahr sind sie in geringer Dichte über das gesamte Gebiet verbreitet. In den anderen Jahreszeiten konzentriert sich das Vorkommen auf Bereich II, im Herbst stellenweise in mittleren bis hohen Dichten (Abb. 24). Es ist anzunehmen, dass Brutvögel von Sylt und besonders Amrum den Bereich II während der Brutzeit als Nahrungsgebiet nutzen. Darüber hinaus kann davon

ausgegangen werden, dass Silbermöwen durch das Schutzgebiet durchziehen, um von ihren Brutgebieten zu ihren winterlichen Aufenthaltsgebieten und zurück zu gelangen.

Tab. 36: Rastbestandszahlen der Silbermöwe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ Bereich II basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)).

n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁶	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	74.000	2,3	1.700	n. a.	n. a.
Sommer	115.000	3,6	190	n. a.	n. a.
Herbst	98.000	3,0	3.800	n. a.	n. a.
Winter	62.000	1,9	1.800	n. a.	n. a.

⁷⁶ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

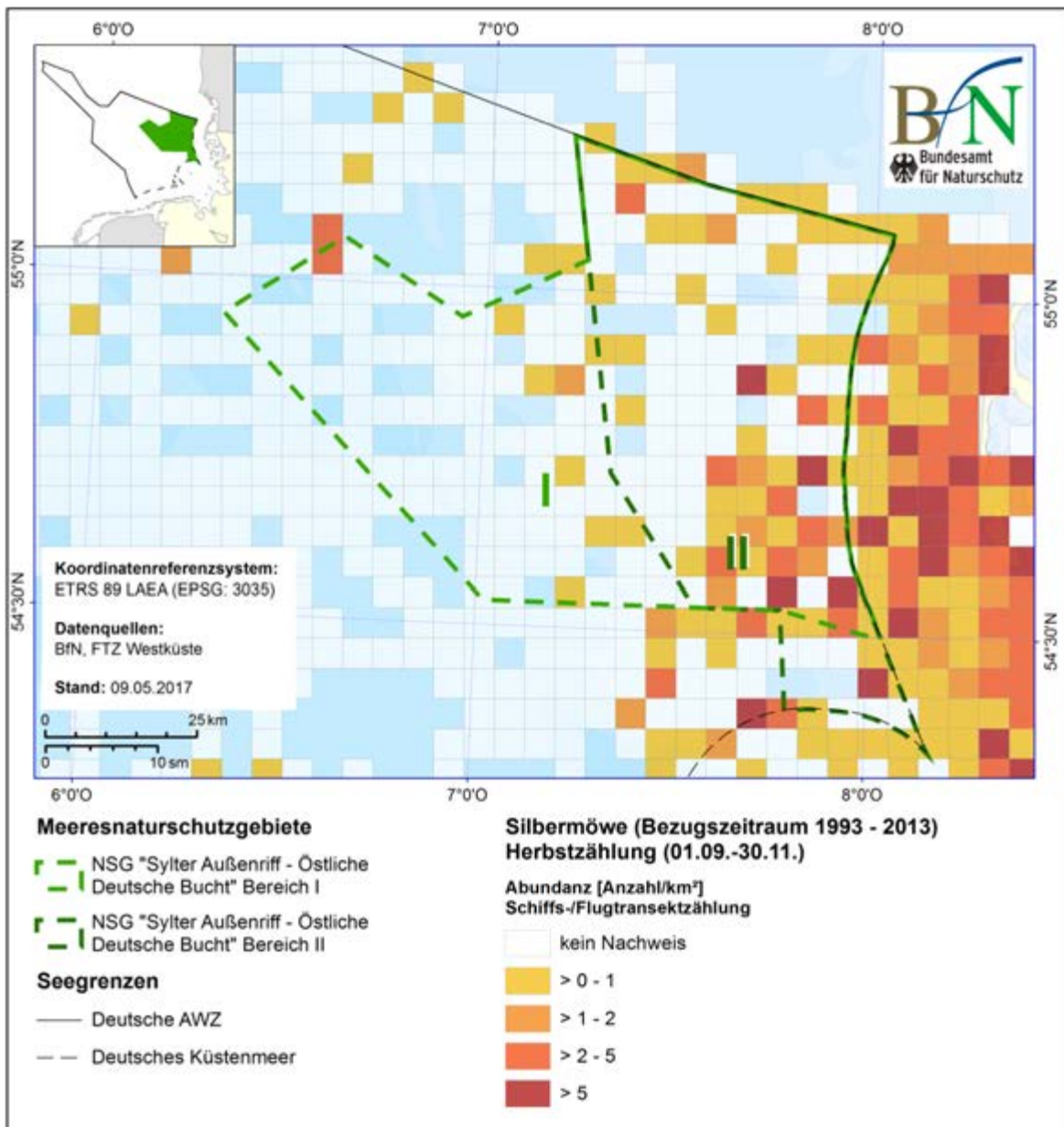


Abb. 24: Mittlere Abundanz der Silbermöwe im Herbst 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.15.3 Ökologische Funktionen

Der Anteil des Winterbestandes der deutschen Nordsee im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** liegt bei 2,9 %, im Herbst sind es 3,9 %. Aufgrund geringerer Individuendichte bei kleinerer Fläche ist der Anteil an diesem Bestand im **NSG „Borkum Riffgrund“** noch deutlich geringer, während er im **NSG „Doggerbank“** sehr klein ist. Genaue Zahlenangaben liegen dazu derzeit nicht vor.

Die häufig zu beobachtende Bindung an Fischereifahrzeuge und die Ernährung auch an Land und in der Gezeitenzone machen das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** zum Bestandteil eines Verbunds von Lebensräumen wie auch mehrerer Schutzgebiete des Natura 2000-Netzwerks. Aufgrund der unmittelbaren Nachbarschaft ist

insbesondere ein häufiger Individuenaustausch mit den SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) gegeben. Darüber hinaus dient das NSG den Brutvögeln des letztgenannten SPA teilweise als Nahrungsgebiet. Der Brutbestand des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres hat in den Jahren 2002–2011 abgenommen (Koffijberg et al. 2015).

3.5.16 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

3.5.16.1 Biologie

Heringsmöwen halten sich zu allen Jahreszeiten vorwiegend auf dem Meer oder in Küstennähe auf. An der deutschen Nordseeküste liegen große Heringsmöwenkolonien in Dünengebieten (v. a. Weiß- und Braundünen), kleinere Kolonien etablieren sich zunehmend auch in Salzwiesen, an Flachküsten und auf vegetationsreichen Küsteninseln. Im Gegensatz zur Silbermöwe findet die Nahrungssuche kaum im Wattenmeer statt. Heringsmöwen suchen oft in Entfernungen von 50–80 km (max. 135 km) zu den Brutkolonien auf See nach Nahrung (Noordhuis & Spaans 1992, Camphuysen 1995a, Kubetzki & Garthe 2003). Aktuelle Nahrungsuntersuchungen deuten darauf hin, dass im Vergleich zu früheren Studien eine intensivere Nutzung von terrestrischen Nahrungshabitaten erfolgt (FTZ unpubliziert).

Die Hauptnahrung der Heringsmöwen besteht in der Nordsee aus selbst erbeuteten Fischen, aus Fischen, die als Discard bei Fischereifahrzeugen erbeutet wurden sowie aus Krebsen und zu einem geringeren Anteil aus Muscheln (Garthe et al. 1999, Kubetzki & Garthe 2003, Dierschke & Hüppop 2003, Schwemmer & Garthe 2005, Corman et al. 2016).

Im Gegensatz zu anderen Möwenarten, die z. T. einen ausgeprägten Tidenrhythmus zeigen, ist die Aktivität von Heringsmöwen am deutlichsten an die Tageszeit gekoppelt, mit Aktivitätsmaxima morgens und abends (Garthe et al. 1999, Schwemmer & Garthe 2005). Auch nachts können mitunter hohe Zahlen bei der Nahrungssuche im Scheinwerferlicht hinter Fischereifahrzeugen beobachtet werden (Garthe & Hüppop 1996).

Meistens fliegen Heringsmöwen flach oder in mittlerer Höhe über dem Wasser, nach GPS-Messungen zu 89 % der Zeit weniger als 20 m über der Wasseroberfläche (Corman & Garthe 2014). Zu einem ähnlichen Ergebnis kam eine auf 29 Einzeluntersuchungen basierende Modellierung, nach der 25,2 % der Heringsmöwen höher als 20 m fliegen (Cook et al. 2012).

3.5.16.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Heringsmöwe (Unterart *L. f. intermedius*) ist eine der häufigsten Brutvogelarten der deutschen Nordseeküste. Im Frühjahr ist die Verbreitung auf See sehr weiträumig und erstreckt sich entlang des gesamten Küstengebietes sowie weit in den Offshore-Bereich hinein, insbesondere nördlich der Ostfriesischen Inseln. Während des Sommers erhöhen

sich die Gesamtdichten im Vergleich zum Frühjahr nochmals deutlich. Die küstennahen Schwerpunkte verlagern sich dann noch stärker landwärts und somit in Richtung der Brutkolonien, doch auch in weiten Teilen des Offshore-Bereiches halten sich sehr große Anzahlen auf. Seit Anfang der 1990er Jahre hat es eine Verlagerung der Verbreitungsschwerpunkte während der Brutzeit gegeben, offensichtlich als Reaktion auf veränderte Nahrungsverfügbarkeit in der Deutschen Bucht (Schwemmer & Garthe 2005). Im Herbst nimmt die Dichte von Heringsmöwen im Gebiet gegenüber dem Sommer ab. Die Verbreitung gestaltet sich etwas gleichmäßiger und dehnt sich noch weiter in die Offshore-Gebiete aus, wohingegen die hohen Dichten im Küstengebiet etwas zurückgehen. Den Winter verbringen die Heringsmöwen zumeist zwischen West-Frankreich und Westafrika. Auf dem Weg dorthin durchfliegen sicherlich viele Heringsmöwen, die keine Rastaufenthalte einlegen, die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, wahrscheinlich auch das NSG „Doggerbank“.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Frühjahr und Sommer kommen Heringsmöwen großflächig und stellenweise in hoher Dichte ($> 5 \text{ Ind./km}^2$) im NSG „Borkum Riffgrund“ vor. Dabei handelt es sich zumindest teilweise um Vögel, die von den Brutkolonien auf den Ostfriesischen Inseln Borkum und Juist aus zur Nahrungssuche ins NSG fliegen (vgl. Flugwege von telemetrierten Vögeln, Corman et al. 2016). Im Herbst ist das Vorkommen deutlich schwächer ausgeprägt, im Winter fehlt die Art im NSG (FTZ unpubliziert, Daten wurden für Tab. 37 nicht ausgewertet).

NSG „Doggerbank“

Im Sommerhalbjahr treten Heringsmöwen in geringer Dichte im NSG „Doggerbank“ auf (Mendel et al. 2008).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Heringsmöwen von Frühjahr bis Herbst vor. Sie sind großflächig über das gesamte Schutzgebiet verbreitet, mit stellenweise mittleren bis hohen Dichten im östlichen Teil des Schutzgebietes (Tab. 37, Abb. 25). Es ist davon auszugehen, dass ein großer Teil der im Frühjahr und Sommer beobachteten Vögel dem großen Brutbestand von Amrum angehören, die im Schutzgebiet Nahrung u. a. für die Aufzucht der Jungvögel suchen. Belegt ist dies inzwischen durch die Flugwege telemetriertter Vögel, ebenso wie durch Nahrungsflüge der Helgoländer Brutvögel in das Schutzgebiet (Corman et al. 2016).

Tab. 37: Rastbestandszahlen der Heringsmöwe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)).

Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): III: 11–50 Ind. n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁷	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	41.000	10,7	4.700	n. a.	n. a.
Sommer	76.000	19,9	4.800	n. a.	n. a.
Herbst	33.000	8,6	440	n. a.	n. a.
Winter	1.200	0,3	III	n. a.	n. a.

⁷⁷ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

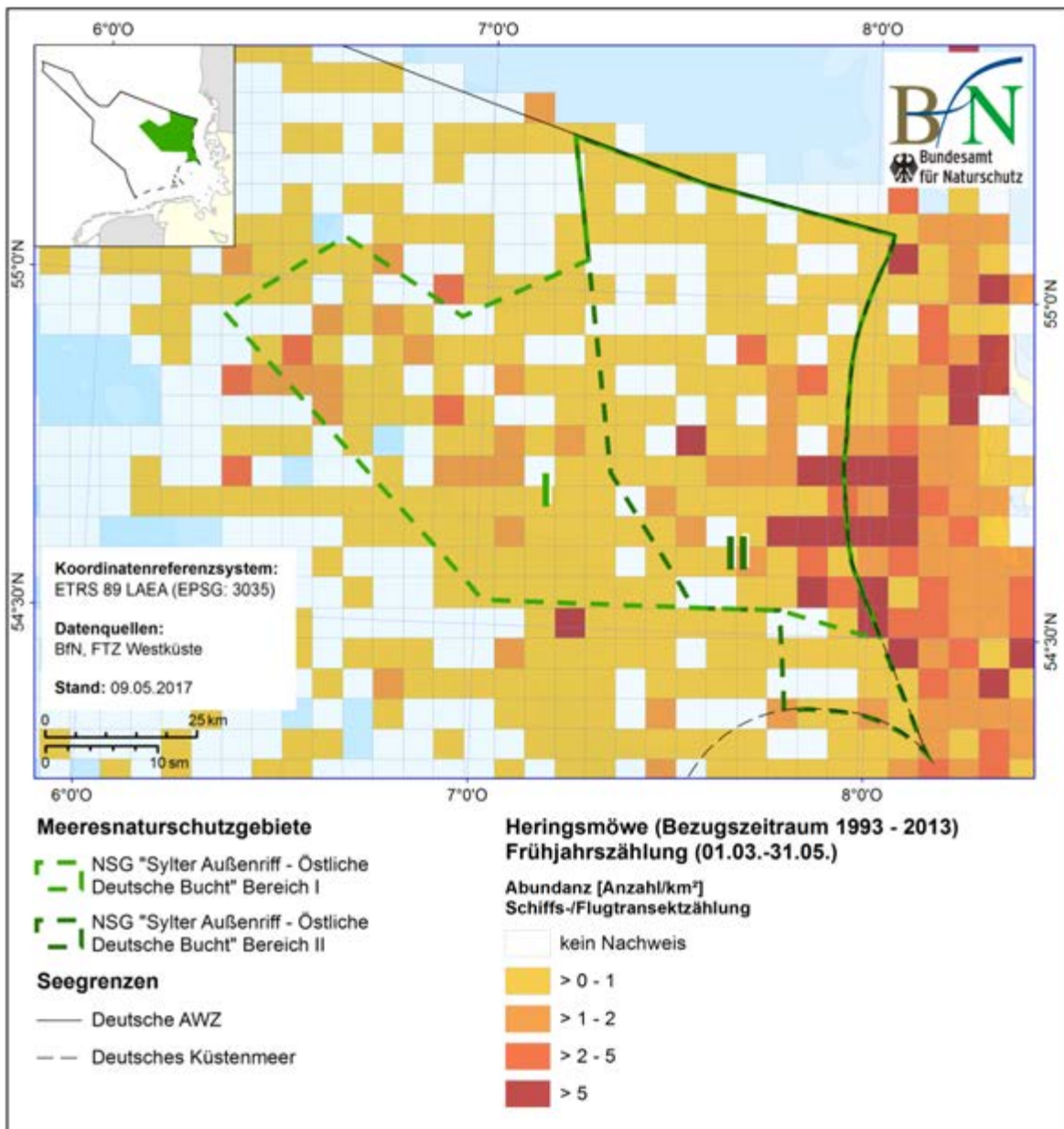


Abb. 25: Mittlere Abundanz der Heringsmöwe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.16.3 Ökologische Funktionen

Heringsmöwen sind Topprädatoren im Nahrungsnetz der **NSG „Borkum Riffgrund“** und **„Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“**, wo sie außer Fisch auch Schwimmkrabben in größerer Zahl erbeuten.

Am Bestand der deutschen Nordsee haben die Vögel im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** einen Anteil von 11,5 % im Frühjahr und 6,3 % im Sommer. Für das **NSG „Borkum Riffgrund“** wird geschätzt, dass der Anteil am nationalen Frühjahrs- und Sommerbestand mehr als 2 % beträgt, während er im **NSG „Doggerbank“** vernachlässigbar gering ist.

Aus den weiträumigen Nahrungsflügen auf See ergibt sich eine enge Verzahnung des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** mit benachbarten Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, insbesondere den SPA „Seevogelschutzgebiet Helgoland“ und „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“). Das letztgenannte SPA beherbergt große Brutbestände der Art, vor allem auf Amrum, für die das NSG ein wichtiges, regelmäßig aufgesuchtes Nahrungsgebiet darstellt. Dies zeigen die mit Datenloggern aufgezeichneten Flugwege von Amrumer Brutvögeln (Corman et al. 2016). Analog dazu ist das **NSG „Borkum Riffgrund“** mit den SPA „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“ und „Noordzeekustzone“ (Niederlande) vernetzt, einerseits aufgrund des Individuenaustauschs zwischen den unmittelbar benachbarten Meeresgebieten, andererseits wegen der Brutvögel aus den niedersächsischen und niederländischen Teilen des Wattenmeeres, die das NSG zur Nahrungssuche anfliegen.

3.5.16.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Entsprechend der im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellten Anteile am deutschen Individuenbestand, der engen Vernetzung mit anderen Natura 2000-Schutzgebieten und der Rolle als Nahrungsgebiet während der Reproduktionsphase hat das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ einen hohen Wert für die Heringsmöwe. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.16.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Der Zustand der Heringsmöwen-Population im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wird anhand der vorliegenden Daten aus dem Sommer bewertet. Im Bereich II wurde die durchschnittliche Gebietskapazität im Bewertungszeitraum (2010–2015) erreicht. Im Komplexgebiet lag das Maximum im Bewertungszeitraum mit 96 % nur leicht unter der durchschnittlichen Gebietskapazität (Tab. 38). Daraufhin ist das Unterkriterium „Populationsgröße“ für beide Gebiete als hervorragend (A) einzustufen. Das Unterkriterium „Bestandstrend“ wird für Bereich II und Komplexgebiet wegen des Fehlens eines statistisch signifikanten Trends für die gesamte deutsche Nordsee (1990–2014, Markones et al. 2015) als gut (B) bewertet. Entsprechend der Aggregationsregeln (BfN 2017, Kap. 4.2.2), ergeben beide Unterkriterien für Bereich II und Komplexgebiet für das Kriterium „**Zustand der Population**“ einen Gesamtwert **(A)**.

Tab. 38: Durchschnittliche Gebietskapazität der Heringsmöwe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	4.649	5.282	A
Komplexgebiet	Sommer	7.468	7.177	A

Die meisten im NSG anzutreffenden menschlichen Nutzungen haben kaum negative Auswirkungen auf den Bestand der Heringsmöwe. Jedoch besteht ein hohes Kollisionsrisiko in Offshore-Windparks, das sich aus fehlender Meidung und häufiger Flughöhe im Rotorbereich ergibt (Dierschke et al. 2016, Cook et al. 2012). Aufgrund der hohen Zahl von im Windpark „Butendiek“ zu erwartenden Kollisionen wurden starke Auswirkungen der Windenergienutzung auf Heringsmöwen angenommen (vgl. Kap. 5.4.7 und Kap. 6.12.11), aufgrund dessen das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ in Bereich II und Komplexgebiet mit **(B)** bewertet wird.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (A-B) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) den **Ist-Zustand (B)**. Damit entspricht der Ist-Zustand dem **Soll-Zustand (B)**, so dass sich **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)** ergibt. Gesamtbewertungen, Ist-Zustand und fehlendes Defizit gelten für Bereich II und Komplexgebiet.

3.5.17 Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*)

3.5.17.1 Biologie

Brandseeschwalben kommen zu Brutzeit, auf dem Zug und im Winterquartier an Meeresküsten vor. Zur Brutzeit halten sich hohe Anzahlen zwischen den Kolonien und in einer Entfernung von bis zu 30 km seewärts der Küste auf. Die seewärtige Ausdehnung fällt in der Deutschen Bucht etwa mit der 20 m Wassertiefen-Linie zusammen. Der maximale Flugradius von Brandseeschwalben während der Nahrungssuche wird auf ca. 45 km geschätzt, während der Flugradius von 95 % der Vögel aller Kolonien etwa 34 km beträgt (Garthe & Flore 2007).

Die Nahrung von Brandseeschwalben besteht nahezu ausschließlich aus kleinen, energiereichen Seefischen, die sich in der Nähe der Wasseroberfläche aufhalten. Wichtigste Beutefische sind Sandaale (Ammodytidae) und Heringsartige (v. a. Hering, (*Clupea harengus*) und Sprotte (*Sprattus sprattus*)) sowie teilweise auch Dorschartige (z. B. Wittling (*Merlangius merlangus*)) (Garthe & Kubetzki 1998).

Brandseeschwalben sind tagaktiv und zeigen in der Brutzeit morgens und abends Aktivitätsmaxima. Sie fliegen bei Gegenwind zumeist zwischen 1,5 m und 12 m hoch, bei Rückenwind häufiger in einer Höhe zwischen 12 m und 25 m (Krüger & Garthe 2001). Bei

Helgoland zogen nur 5,5 % der Brandseeschwalben in mehr als 50 m Höhe (Dierschke & Daniels 2003). Nach einer Modellierung aus 24 Einzeluntersuchungen fliegen nur etwa 3,6 % der Brandseeschwalben höher als 20 m (Cook et al. 2012).

3.5.17.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Brandseeschwalben kommen im Sommerhalbjahr im Bereich der deutschen Nordsee vor. Sie brüten auf Inseln entlang der Küste und nutzen das Küstenmeer zur Nahrungssuche. Dadurch sind sie in dieser Zeit nahezu flächig innerhalb des gesamten Küstenmeeres und in den angrenzenden Bereichen der AWZ verbreitet. Auf dem Zug sind Brandseeschwalben auch fern der Küste anzutreffen, wobei in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (möglicherweise auch im NSG „Doggerbank“) mit Vögeln zu rechnen ist, die nicht rasten oder Nahrung suchen, sondern lediglich durchziehen. Bis Oktober verlassen die Brandseeschwalben die Deutsche Bucht, die Überwinterung findet von West- bis Südafrika statt (Bairlein et al. 2014).

NSG „Borkum Riffgrund“

Brandseeschwalben können im Frühjahr im gesamten NSG „Borkum Riffgrund“ auftreten, noch häufiger sind sie dort im Sommer (Tab. 39). Dann konzentriert sich das Vorkommen in der Südostecke des Schutzgebietes, was auf Nahrungsflüge der Brutvögel der Kolonie auf Baltrum (vgl. Krüger et al. 2014) hinweist. Im Herbst und Winter fehlt die Art im Schutzgebiet.

NSG „Doggerbank“

Zum Vorkommen im NSG „Doggerbank“ liegen keine Beobachtungen vor, doch ist zu den Zugzeiten mit durchwandernden Vögeln zu rechnen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind Brandseeschwalben vor allem vor der Brutzeit weit verbreitet, wobei der Bereich II und die westlich gelegenen Teile des Komplexgebietes in gleicher Quantität und stellenweise in Dichten $> 2 \text{ Ind./km}^2$ aufgesucht werden (Abb. 26, Tab. 39). Auch in der Brutzeit kommt die Art im Schutzgebiet vor, allerdings weitgehend beschränkt auf die Südhälfte von Bereich II. Dies deutet darauf hin, dass im Sommer Vögel der einzigen schleswig-holsteinischen Brutkolonie auf der Hallig Norderoog (Koop & Berndt 2014) zur Nahrungssuche in das Schutzgebiet fliegen. Ab September beschränken sich die Vorkommen der Brandseeschwalbe im Wesentlichen auf küstennahe Meeresbereiche, so dass sie dann – ebenso wie im Winter – nicht im Schutzgebiet anzutreffen sind.

Tab. 39: Rastbestandszahlen der Brandseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das NSG „Borkum Riffgrund“ und das NSG „Doggerbank“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert).

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁸	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	12.500	7,4	1.900	100	0
Sommer	21.000	12,4	230	300	0
Herbst	3.500	2,1	0	0	0
Winter	0	0	0	0	0

3.5.17.3 Ökologische Funktionen

Als Fischfresser nimmt die Brandseeschwalbe im NSG die Rolle eines Topprädators ein.

Im Frühjahr haben die Brandseeschwalben im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** einen Anteil von 15,2 % am Bestand der deutschen Nordsee, im Sommer sind es 1,1 %. Im **NSG „Borkum Riffgrund“** ist für das Frühjahr ein Anteil von nur 0,8 % am Bestand in der deutschen Nordsee zu verzeichnen, im Sommer dagegen mit 1,4 % ein etwas höherer Wert. Im **NSG „Doggerbank“** fehlt die Art.

Eine enge Vernetzung des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** ist mit dem SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) festzustellen. Die dortigen Brutvögel gehen zwar meist auch in diesem Schutzgebiet auf Nahrungssuche, doch erstreckt sich der Radius der Kolonie von Norderoog bis in die Südhälfte von **Bereich II** des NSG. Entsprechend ist das **NSG „Borkum Riffgrund“** mit den SPA „Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“ und „Noordzeekustzone“ (Niederlande) vernetzt, wobei sich der Aktionsradius der Brutvögel aus den SPA ebenfalls bis in das NSG hinein erstreckt. Als Brutvogel ist die Brandseeschwalbe in Deutschland vom Aussterben bedroht; der Bestand in Schleswig-Holstein hat seit Beginn der 2000er Jahre stark abgenommen (Koop & Berndt 2014), während er in Niedersachsen leicht zunimmt (Krüger & Nipkow 2015).

⁷⁸ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

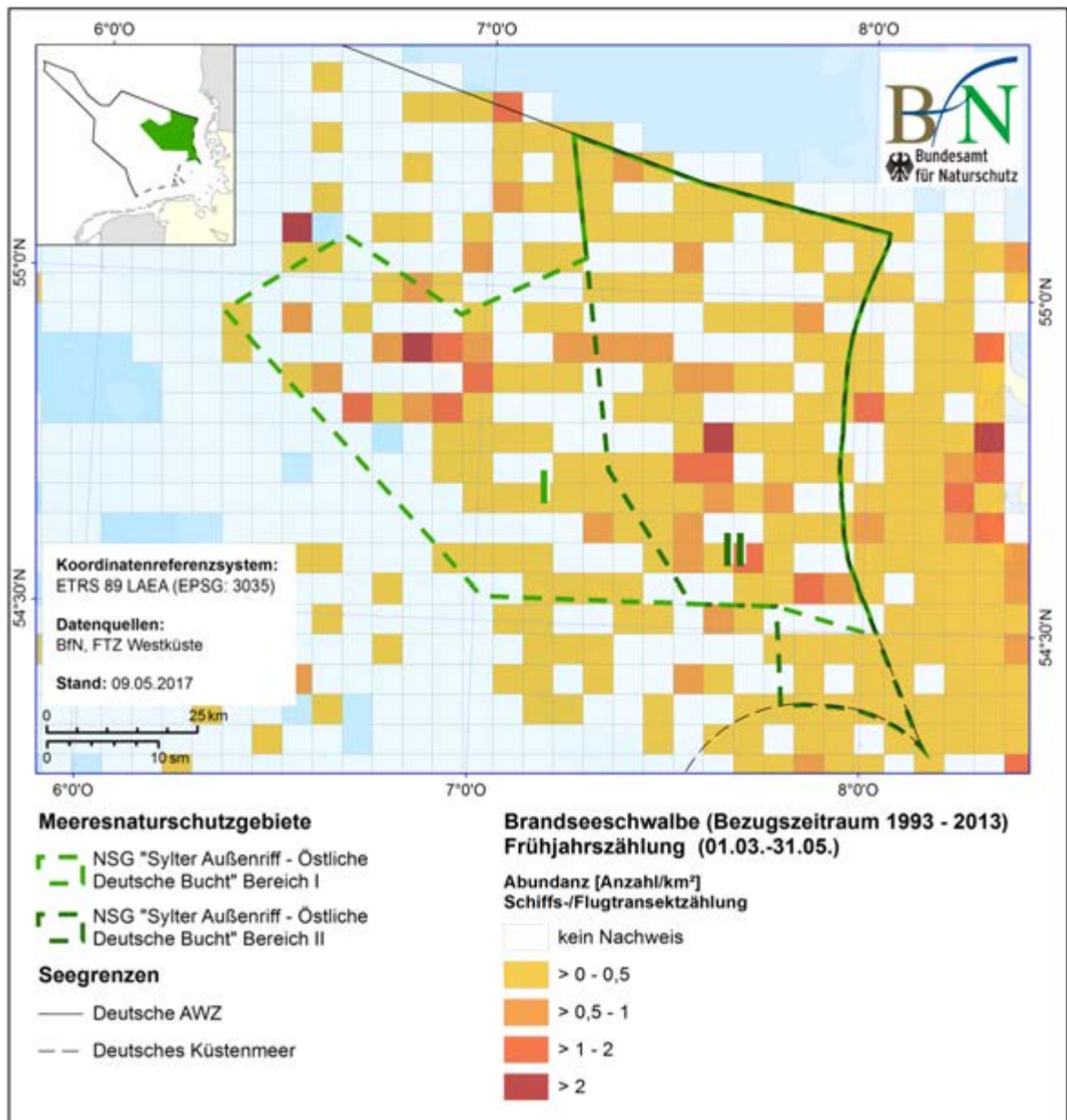


Abb. 26: Mittlere Abundanz der Brandseeschwalbe im Frühjahr 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.17.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Insbesondere die großen Frühjahrsbestände unterstreichen die Bedeutung beider Bereiche des NSG für die Brandseeschwalbe. Zu berücksichtigen ist ferner die Vernetzung mit dem benachbarten SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“, bei dem das NSG zur Ernährung der dort ansässigen Brutvögel beiträgt. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.17.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Die Populationsgröße der Brandseeschwalbe kann im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ mit Hilfe von Zählraten aus dem Frühjahr bewertet werden. Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde im Bewertungszeitraum (2010–2015) mit 92 % leicht unterschritten, im Komplexgebiet wurde sie erreicht (Tab. 40). Entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) beschriebenen Methodik wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ für beide Gebietszuschnitte daher als hervorragend (A) eingestuft. Für die gesamte deutsche Nordsee zeigen die Sommerbestände im Zeitraum 1990–2014 dagegen eine starke und statistisch signifikante Abnahme (Markones et al. 2015), so dass das Unterkriterium „Bestandstrend“ für Bereich II und Komplexgebiet mit (C) zu bewerten ist. Die Aggregation entsprechend der in BfN (2017, Kap. 4.2.2) dargelegten Regeln führt für Bereich II und Komplexgebiet zu einer Bewertung mit **(B)** für das Kriterium „Zustand der Population“.

Tab. 40: Durchschnittliche Gebietskapazität der Brandseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Frühjahr	2.459	2.256	A
Komplex-gebiet	Frühjahr	5.501	9.323	A

Menschliche Nutzungen beeinträchtigen Brandseeschwalben im Schutzgebiet auf verschiedene Weise. An Offshore-Windparks wurde beobachtet, dass es zu Meidereaktionen der Brandseeschwalben kommen kann (Dierschke et al. 2016). Somit kommt es am Windpark „Butendiek“ zu partiellem Lebensraumverlust, dort und an Windparks an der Schutzgebietsgrenze sind zu fliegende Umwege zu berücksichtigen. Die grundberührende Fischerei hat zweierlei Auswirkungen auf Brandseeschwalben. Zum einen werden potenzielle Beutefische entnommen (insbesondere durch die Gammelfischerei) und Lebensräume für die Beutefische am Meeresgrund physisch zerstört, so dass das Nahrungsangebot vermindert wird. Zum anderen können Trübungsfahnen den Beuteerwerb erschweren. Aufgrund der Intensität der Fischerei im Schutzgebiet (s. Kap. 4.2.1) und der nur kurzzeitig auftretenden räumlichen Überlappung von Fischerei und Vorkommen der Brandseeschwalben werden die Auswirkungen dieser Nutzung als mittelstark eingeschätzt. Ähnliche Effekte der marinen Sand- und Kiesgewinnung (Verlust von Sandaal-Habitaten, Trübungsfahnen) betreffen aufgrund der großen Entfernung zur Küste nur einen kleinen Teil des Bestandes im Schutzgebiet (Kap. 6.10.8). Aufgrund der Summierung der Effekte verschiedener Nutzungen wird das Kriterium „Beeinträchtigungen“ als **(B)** eingestuft.

Die Gesamtbewertungen durch Aggregation jeweils der beiden in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (B-B) ergeben für Bereich II und Komplexgebiet nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) jeweils den **Ist-Zustand (B)**. Aus dem Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt sich somit für beide Gebiete **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.5.18 Flusseeschwalbe (*Sterna hirundo*)

3.5.18.1 Biologie

Flusseeschwalben brüten an der Nordseeküste in kurzrasigen Salzwiesen an Flachwasserküsten, an Wattküsten und z. T. in Dünen. Während der Brutzeit suchen sie durchschnittlich im Umkreis von 6,3 km um die Kolonie nach Nahrung (Becker et al. 1993), doch sind auch Entfernungen von bis zu 18 km zur Kolonie bekannt (Neubauer 1998). Während der Zugperioden und im Winter halten sich die Vögel nahezu ausschließlich im Küstenbereich und auf der offenen See auf. Sie ernähren sich hauptsächlich von kleinen, pelagischen Fischen, daneben werden auch Crustaceen und besonders im Binnenland Wasserinsekten erbeutet. Im Wattenmeer werden auch Polychaeten und andere Wirbellose gefressen (Boecker 1967, Becker et al. 1987, Frick & Becker 1995).

Flusseeschwalben sind tagaktive Vögel mit Aktivitätsmaxima am Morgen und am Abend, doch kann die Zeit der Nahrungssuche an der Küste auch von den Gezeiten beeinflusst werden (Boecker 1967, Becker & Specht 1991, Frank 1992, Frank & Becker 1992). Flusseeschwalben fliegen bei Nebel oder Dunkelheit meist relativ flach übers Wasser, bei gutem Wetter jedoch auch recht hoch. Krüger & Garthe (2001) beobachteten, dass Fluss-/Küstenseeschwalben bei Gegenwind zu 79 % in Höhen zwischen 1,5 m und 12 m fliegen, während sie bei Rückenwind tendenziell eher in Höhen zwischen 12 m und 25 m ziehen. Cook et al. (2012) fanden mit Hilfe einer Modellierung einen Anteil von 13 % der Flüge über 20 m Höhe.

3.5.18.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Flusseeschwalben kommen in der deutschen Nordsee bis auf den Winter zu jeder Jahreszeit vor (Tab. 41) und gehören zur biogeografischen Population „S-, W-Europa“. Während des Frühjahrs ist die Elbmündung ein wichtiger Konzentrationsbereich. Ein weiterer Schwerpunkt befindet sich vor Amrum und Sylt. Zur Brutzeit treten Flusseeschwalben v. a. im Übergangsbereich zwischen Wattenmeer und küstennahem Offshore-Gebiet auf. Dabei spiegelt sich die Lage der wichtigsten Brutkolonien wider, die auf der Minsener Oog sowie im Bereich der Elbmündung und im nordfriesischen Küstengebiet zu finden sind. In großer Entfernung zur Küste fehlen Flusseeschwalben im Sommer fast vollständig. Während des Wegzuges im Herbst steigt die Gesamtabundanz deutlich an. Außerdem halten sich Flusseeschwalben zu dieser Zeit auch deutlich weiter entfernt von der Küste auf. Im küstennahen Bereich liegt jedoch ein deutlicher Schwerpunkt vor den Nordfriesischen Inseln. Im Herbst verlassen die Flusseeschwalben die Nordsee, um vor allem in Westafrika zu überwintern (Bairlein et al. 2014).

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Sommerhalbjahr kommen Flusseeschwalben in geringer Dichte im NSG „Borkum Riffgrund“ vor (Mendel et al. 2008). Aufgrund der Entfernung zur Küste dürfte es sich in erster Linie um Durchzügler handeln.

NSG „Doggerbank“

Angaben zum Auftreten im NSG „Doggerbank“ fehlen bisher, doch ist damit zu rechnen, dass dort vor und nach der Brutzeit Durchzügler auf dem Weg von und zu den skandinavischen Brutgebieten vorkommen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Während der Brutzeit halten sich Flusseeschwalben in Koloniennähe auf – dementsprechend sind die Anzahlen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, verglichen mit dem Gesamtbestand an der deutschen Nordseeküste, sehr gering – obwohl entlang der östlich des Schutzgebietes benachbarten Küste eine ganze Reihe von Brutkolonien existieren (Koop & Berndt 2014). Bevorzugt wird im Sommer die Südhälfte von Bereich II des Schutzgebietes aufgesucht (Abb. 27). Auch vor und nach der Brutzeit sind nicht viele Vögel im Schutzgebiet anzutreffen (Tab. 41). Dennoch wird der größte Bestand in der Nachbrutzeit erreicht, wenn die Verbreitung stärker von der Küste gelöst ist. Durchziehende Flusseeschwalben wurden z. B. häufig auch im westlich von Bereich II gelegenen Teil des NSG festgestellt (Dierschke 2001a).

Tab. 41: Rastbestandszahlen der Flusseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert). Größenklassen (in Anlehnung an SDB 2011): III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁷⁹	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	10.000	0,9	III	n. a.	n. a.
Sommer	19.500	1,8	180	n. a.	n. a.
Herbst	5.800	0,5	III	n. a.	n. a.
Winter	0	0	0	0	0

⁷⁹ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

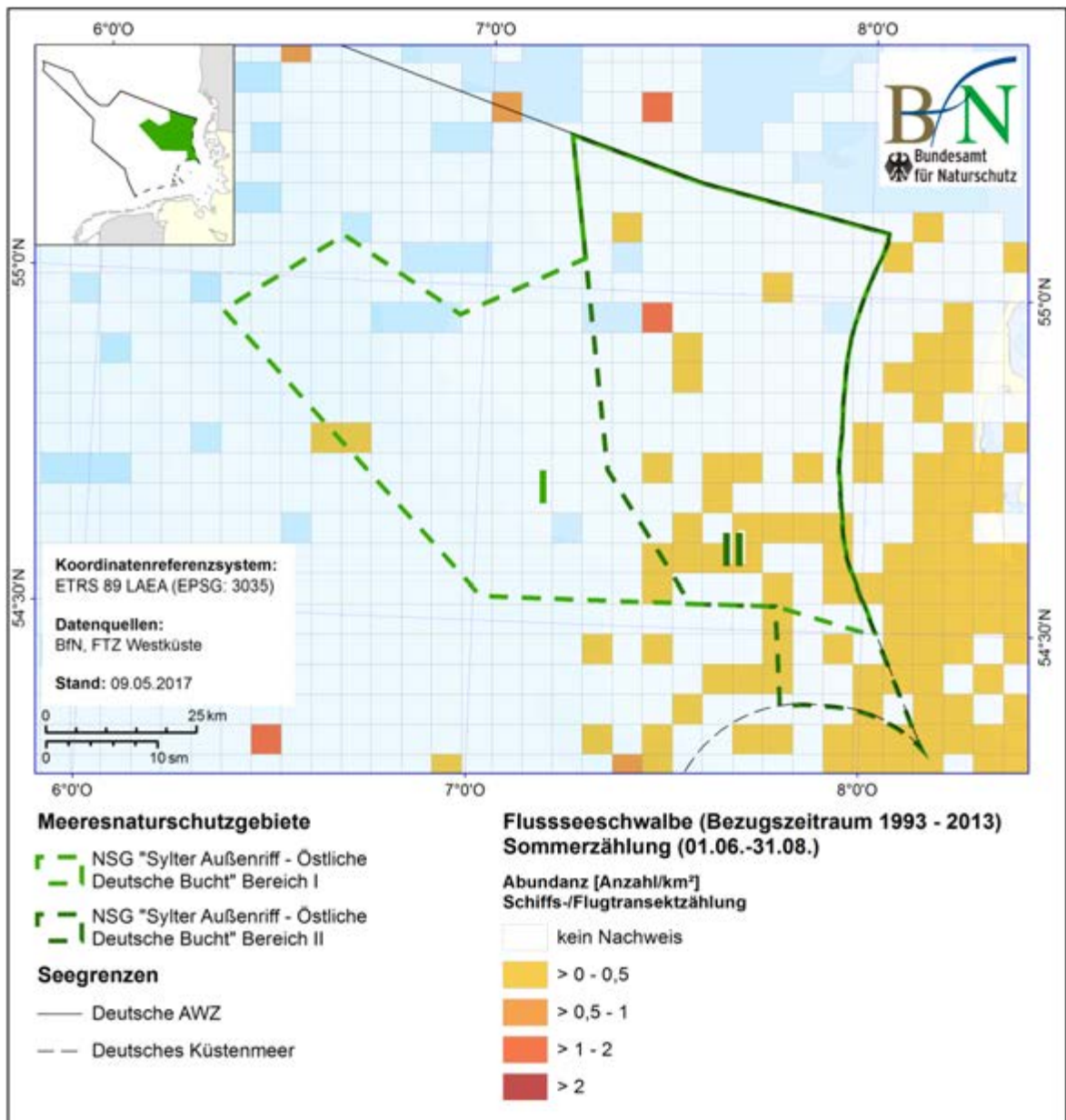


Abb. 27: Mittlere Abundanz der Flusseeschwalbe im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.18.3 Ökologische Funktionen

Flusseeschwalben gehören in den NSG zu den piscivoren Topprädatoren.

Im Sommer halten sich etwa 0,9 % des deutschen Nordseebestandes im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** auf. Noch kleiner dürfte der Anteil am nationalen Bestand im **NSG „Borkum Riffgrund“** und vor allem im **NSG „Doggerbank“** ausfallen, doch liegen dazu keine quantitativen Angaben vor.

Es ist nicht auszuschließen, dass ein kleiner Teil der Brutvögel aus dem nordfriesischen Wattenmeer (besonders von Amrum) auf Nahrungsflügen bis in den südlichen Teil des **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** gelangt, so dass ein Kontakt mit dem SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende

Küstengebiete“ (als Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“) anzunehmen ist.

3.5.18.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Zwar sind die Bestandsanteile bei der Flusseeschwalbe im NSG gering, doch ist anzunehmen, dass kleine Teile der stark gefährdeten Brutvögel Schleswig-Holsteins zur Nahrungssuche im Südteil von Bereich II auftreten. Obwohl auf dem Zug auch mit dem Vorkommen von Brutvögeln aus Natura 2000-Gebieten anderer Länder zu rechnen ist, dürfte das NSG derzeit nur eine mittlere Bedeutung für die Erhaltung der Art haben, jedoch sieht § 5 Abs. 2 NSGSylV einen günstigen Erhaltungszustand der Flusseeschwalbe in Bereich II des NSG als Schutzziel vor. Dies entspricht den Zielen der Vogelschutzrichtlinie, nach der für Arten des Anhangs I ein günstiger Erhaltungszustand anzustreben ist. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.18.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Zur Bewertung des Populationszustandes der Flusseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden die sommerlichen Bestände benutzt. In Bereich II und im Komplexgebiet haben die Maxima des Bewertungszeitraums (2010–2015) die durchschnittliche Gebietskapazität erreicht (Tab. 42). Für beide Gebiete ergäbe sich dadurch eine Bewertung mit (A) für das Unterkriterium „Populationsgröße“. Allerdings ist die Datenbasis, verbunden mit einer sehr niedrigen Individuenzahl, unzureichend. Daher wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ auf Basis einer Experteneinschätzung vorsorglich nur mit (B) bewertet. So ist gewährleistet, dass trotz der geringen Datenbasis keine Überschätzung der Populationsgröße eintritt.

Da für die Flusseeschwalbe keine Angaben zum Bestandstrend vorliegen, muss das Kriterium **„Zustand der Population“** allein anhand der Populationsgröße bewertet werden, wodurch sich für Bereich II und Komplexgebiet eine Bewertung mit **(B)** ergibt.

Tab. 42: Durchschnittliche Gebietskapazität der Flusseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransekt-zählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	149	233	B ⁸⁰
Komplex-gebiet	Sommer	149	233	B ⁸⁰

Die im Schutzgebiet stattfindenden Nutzungen haben auf Flusseeschwalben keine negativen Auswirkungen, so dass das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ mit **(A)** belegt werden kann.

Die Aggregation der Bewertungen für die beiden in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (B-A) nach BfN (2007, Kap. 4.2.2) ergibt als Gesamtbewertung den **Ist-Zustand (B)** für Bereich II und Komplexgebiet. Aus dem Abgleich zwischen **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand resultiert bei beiden Gebieten **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.5.19 Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*)

3.5.19.1 Biologie

Zur Brutzeit sind Küstenseeschwalben ausgeprägte Küstenvögel, die auf kurzrasigen Salzwiesen, an Primärdünen, auf Muschelschill und strukturierten Strandabschnitten brüten. In der Deutschen Bucht sind Küstenseeschwalben bei der Nahrungssuche auf das küstennahe Watt mit seinen Prielen und auf die Flussmündungen fixiert. Während der Zugperioden und im Winter halten sie sich nahezu ausschließlich im Küstenbereich und auf der offenen See auf.

Küstenseeschwalben ernähren sich überwiegend von kleinen marinen Fischen (häufig Sandaale (Ammodytidae) sowie Heringsartige (v. a. Hering (*Clupea harengus*) und Sprotte (*Sprattus sprattus*)), aber auch von Krebsen, Polychaeten, Mollusken und in geringeren Mengen von Insekten (Boecker 1967, Hartwig et al. 1990, Niedernostheide 1996). Sie sind tagaktiv, die höchste Nahrungssuchaktivität ist meist am frühen Morgen und vor Sonnenuntergang festzustellen. In einigen Studien ließ sich ein Gezeiteneinfluss auf den Erfolg bzw. die Intensität der Nahrungssuche feststellen (z. B. Boecker 1967, Frick & Becker 1995, Schwemmer 2007).

Flüge erfolgen meist flach über dem Wasser, nach einer Modellierung nur zu 2,8 % höher als 20 m (Cook et al. 2012).

⁸⁰ Die Berechnung der durchschnittlichen Gebietskapazität und der Bestandsgröße von Einzeljahren basiert auf unzureichendem Datenmaterial, so dass das Unterkriterium „Populationsgröße“ vorsorglichen nur mit (B) bewertet wird.

3.5.19.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Küstenseeschwalben kommen nur im Sommerhalbjahr in der deutschen Nordsee vor (Tab. 43) und gehören zur biogeografischen Population „N-Eurasien“. Im Frühjahr konzentriert sich die Verbreitung überwiegend auf das watt- und küstennahe Seegebiet der Nordfriesischen Inseln, während im küstenfernen Bereich nur sehr geringe Anzahlen vorkommen. Niedrige Konzentrationen befinden sich auch im Mündungsbereich von Elbe und im Jade-Weser-Dreieck. Im Sommer liegen die Verbreitungsschwerpunkte im inneren und äußeren Wattenmeer nahe den wichtigsten Brutkolonien auf den Halligen Nordfrieslands, kleinere Vorkommen befinden sich zudem in der äußeren Elbe und entlang der Ostfriesischen Inseln. Während der Brutzeit können größere Ansammlungen von Nichtbrütern oder Brutabbrechern im Offshorebereich vorkommen (Camphuysen & Winter 1996). In der Nachbrutzeit nehmen die Zahlen deutlich ab und die Verbreitung ist weitgehend von der Küste losgelöst. Die Art kommt nun verstreut im Küsten- und Offshorebereich vor, mit einem gehäuften Vorkommen in der äußeren Elbmündung. Im Gegensatz dazu verbringen Küstenseeschwalben das Winterhalbjahr in weiter Entfernung zur Küste, denn sie ziehen über den Atlantik bis Südafrika, Australien, Neuseeland und zur Antarktis (Fijn et al. 2013).

Tab. 43: Rastbestandszahlen der Küstenseeschwalbe für die gesamte deutsche Nordsee.

Basierend auf Schiffstransektzählungen (Bezugszeitraum: 1993–2003; Garthe et al. 2007b) sowie für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum 1993–2013 bzw. 2002–2013 (FTZ unpubliziert)).
n. a.: nicht ausgewertet

	Bestand in der deutschen Nordsee (2002–2006)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (1993–2013)	nachrichtlich ⁸¹	
				Bestand im NSG „Borkum Riffgrund“ (1993–2013)	Bestand im NSG „Doggerbank“ (1993–2013)
Frühjahr	7.500	k. A.	120	n. a.	n. a.
Sommer	15.500	k. A.	160	n. a.	n. a.
Herbst	3.100	k. A.	0	n. a.	n. a.
Winter	0	0	0	0	0

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Sommerhalbjahr sind Küstenseeschwalben in geringen Dichten im NSG „Borkum Riffgrund“ zu finden (Mendel et al. 2008), besonders zu den Zugzeiten.

⁸¹ Die Art ist in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ kein Schutzgut.

NSG „Doggerbank“

Bisher liegen keine Beobachtungen von Küstenseeschwalben im NSG „Doggerbank“ vor (Mendel et al. 2008). Es ist aber davon auszugehen, dass das NSG auf dem Zug berührt wird.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kommen Küstenseeschwalben in geringen Anzahlen im Frühjahr und Sommer vor (Tab. 43). Der höchste Bestand wird während der Nachbrutzeit erreicht, wenn die Verbreitung nach der Brutzeit stärker von der Küste gelöst ist (Abb. 28). Insgesamt entfallen die Beobachtungen zu etwa gleichen Teilen auf den Bereich II und die Westhälfte des Schutzgebietes. Es ist damit zu rechnen, dass während ihrer Zugbewegungen auch Küstenseeschwalben, die nicht im Schutzgebiet rasten, dieses durchfliegen (vgl. Dierschke 2001a für den Westteil des Schutzgebietes).

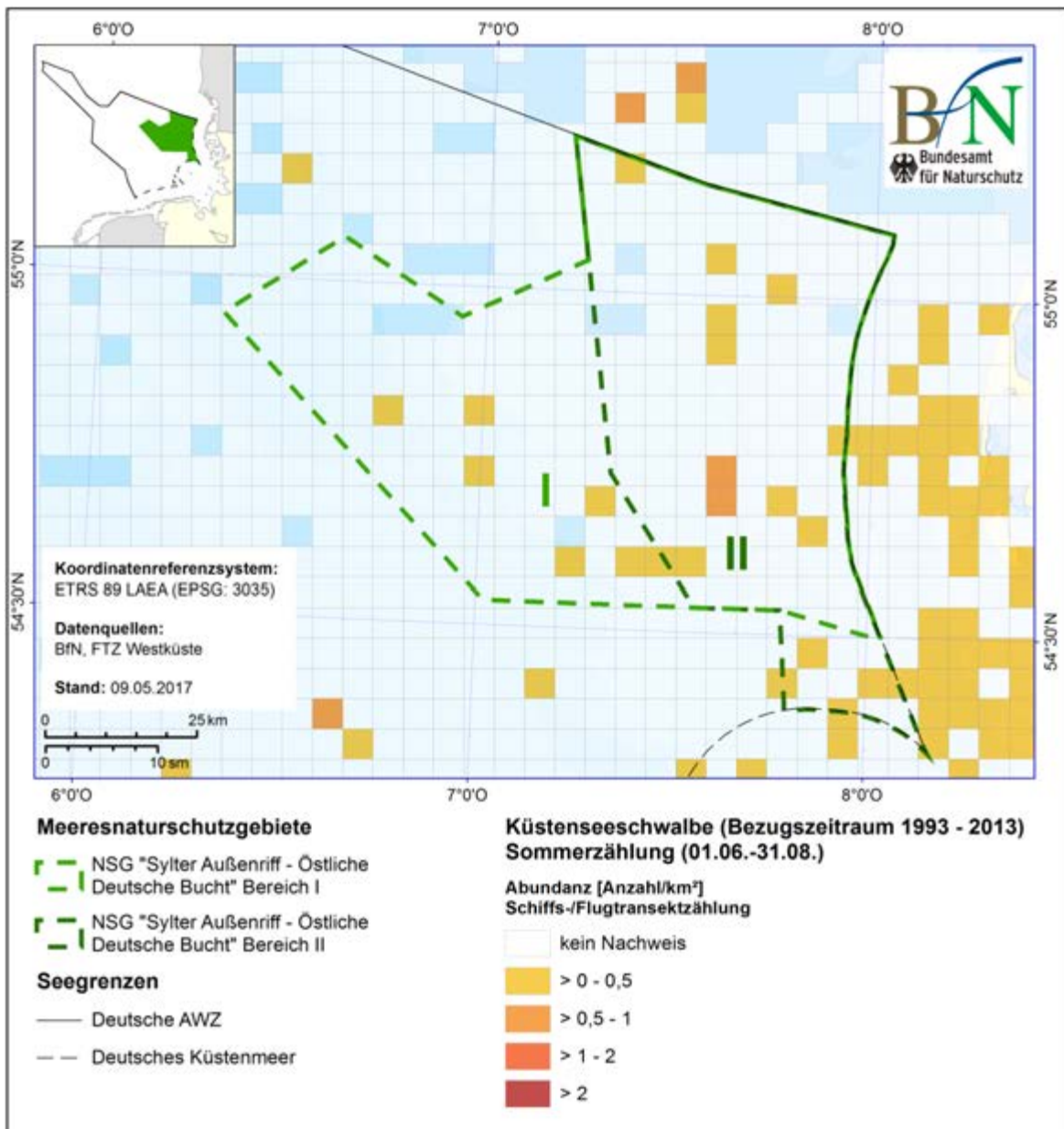


Abb. 28: Mittlere Abundanz der Küstenseeschwalbe im Sommer 1993–2013 im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Für hellblau gekennzeichnete Flächen liegen keine Daten vor.

3.5.19.3 Ökologische Funktionen

Küstenseeschwalben gehören in den NSG zu den piscivoren Topprädatoren.

Am deutschen Nordseebestand haben die im **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** auftretenden Küstenseeschwalben einen Anteil von 1,6 % im Frühjahr und 1,0 % im Sommer. Bei diesen Vögeln ist denkbar, dass es sich teilweise um Brutvögel aus dem nördlichen Teil des Nationalparks „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ handelt, die auf Nahrungsflügen das NSG erreichen. In dieser Hinsicht ist eine Vernetzung mit dem SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“, wo die Brutbestände der Küstenseeschwalbe rückläufig sind, anzunehmen. In den **NSG „Borkum Riffgrund“** und **„Doggerbank“** ist das Vorkommen quantitativ unbedeutend.

3.5.19.4 Soll-Zustände

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Das NSG beherbergt nur geringe Anteile der in der deutschen Nordsee lebenden Küstenseeschwalben. Möglicherweise suchen kleine Teile der stark gefährdeten Brutvögel aus dem nahen Wattenmeer im Schutzgebiet Nahrung zur Versorgung der Jungvögel. Im Natura 2000-Netzwerk bestehen darüber hinaus vermutlich Verknüpfungen mit den (Brut-)Beständen von Schutzgebieten in anderen Ländern, so dass das Schutzgebiet als Teil dieses Netzwerks angesehen werden kann. Dennoch dürfte das Schutzgebiet derzeit nur eine mittlere Bedeutung für die Erhaltung der Art haben. Allerdings sieht § 5 Abs. 2 NSGSylV einen günstigen Erhaltungsgrad der Küstenseeschwalbe in Bereich II des Schutzgebietes als Schutzziel vor. Dies entspricht den Zielen der Vogelschutzrichtlinie, nach der für Arten des Anhangs I ein günstiger Erhaltungsgrad anzustreben ist. Es ist folglich grundsätzlich ein Soll-Zustand von mindestens (B) festzulegen. **Für Bereich II und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.5.19.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Da keine Angaben zum Bestandstrend vorliegen, muss der Populationszustand der Küstenseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ allein anhand der Populationsgröße beurteilt werden. In Bereich II sowie im gesamten Komplexgebiet hat das Sommer-Maximum aus dem Bewertungszeitraum (2010–2015) die durchschnittliche Gebietskapazität erreicht (Tab. 44). Für das Unterkriterium „Populationsgröße“ entspräche dies einer Bewertung mit (A). Allerdings ist die Datenbasis, verbunden mit einer sehr niedrigen Individuenzahl, unzureichend. Daher wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ auf Basis einer Experteneinschätzung vorsorglich nur mit (B) bewertet. Das Kriterium **„Zustand der Population“** wird demzufolge sowohl für Bereich II als auch für das Komplexgebiet mit **(B)** belegt.

Die im Schutzgebiet stattfindenden Nutzungen haben auf Küstenseeschwalben keine negativen Auswirkungen. Daher kann das Kriterium „**Beeinträchtigungen**“ mit **(A)** bewertet werden.

Die Aggregation der Bewertungen für die beiden in Tab. 45 aufgeführten Kriterien (B-A) ergibt nach BfN (2017, Kap. 4.2.2) als Gesamtbewertung den **Ist-Zustand (B)** für Bereich II und Komplexgebiet. Aus dem Abgleich zwischen **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand resultiert bei beiden Gebieten **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

Tab. 44: Durchschnittliche Gebietskapazität der Küstenseeschwalbe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2010–2015.

Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 1990–2016 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2010–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich II	Sommer	56	106	B ⁸²
Komplex- gebiet	Sommer	56	106	B ⁸²

⁸² Die Berechnung der durchschnittlichen Gebietskapazität und der Bestandsgröße von Einzeljahren basiert auf unzureichendem Datenmaterial, so dass das Unterkriterium „Populationsgröße“ vorsorglichen nur mit (B) bewertet wird.

3.5.20 Übersicht über die Ist-Zustände Seevögel

In Tab. 45 sind die in den Kap. 3.5.1–3.5.19 erläuterten Einstufungen und Bewertungen zu Soll- und Ist-Zuständen sowie sich daraus ergebende Defizite bei den Seevögeln im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zusammengefasst. Für die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Doggerbank“ wurden keine entsprechenden Bewertungen vorgenommen, weil Seevögel in diesen Gebieten keine Schutzgüter laut Verordnung sind.

Tab. 45: Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads der Seevögel und ihrer Beeinträchtigungen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Die Angaben gelten für das Komplexgebiet, bei Betrachtung nur des Bereichs II ergeben sich demgegenüber keine Abweichungen

Bewertungsstufen: A – hervorragend/keine bis gering; B – gut/mittel; C – mittel bis schlecht/stark; n. b.: nicht bewertet

Deutscher Artname	Wiss. Artname	EU-Code geschützte Vogelart gem. VRL Anh. I	EU-Code geschützte Zugvogelart gem. VRL	Kriterium Zustand der Population			Kriterium Beeinträchtigungen	Gesamtbewertung Ist-Zustand
				Gesamt	Unterkriterium Populationsgröße	Unterkriterium Bestandstrend		
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>		A065	A	A	B	B	B
Sterntaucher	<i>Gavia stellata</i>	A001		A	A	B	C	B
Prachtaucher	<i>Gavia arctica</i>	A002		A	A	B	C	B
Eissturmvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>		A009	C	C	C	A	B
Basstölpel	<i>Morus bassanus</i> , syn. <i>Sula bassana</i>		A016	A	A	B	B	B
Spatelraubmöwe	<i>Stercorarius pomarinus</i>		A172	n. b.	n. b.	n. b.	A	n. b.
Skua	<i>Stercorarius skua</i> , syn. <i>Catharacta skua</i>		A175	n. b.	n. b.	n. b.	A	n. b.
Tordalk	<i>Fratercula arctica</i>		A200	C	C	n. b.	C	C
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>		A199	B	C	A	C	C
Dreizehenmöwe	<i>Rissa tridactyla</i>		A188	C	C	C	C	C
Zwergmöwe	<i>Hydrocoloeus minutus</i> , syn. <i>Larus minutus</i>	A177		A	A	n. b.	A	A
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>		A182	C	C	C	A	B
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>		A183	A	A	B	B	B
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	A191		B	A	C	B	B
Flusseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	A193		B	B ⁸³	n. b.	A	B
Küstenseeschwalbe	<i>Sterna paradisaea</i>	A194		B	B ⁸³	n. b.	A	B

⁸³ Die Berechnung der durchschnittlichen Gebietskapazität und der Bestandsgröße von Einzeljahren basiert auf unzureichendem Datenmaterial, so dass das Unterkriterium „Populationsgröße“ vorsorglichen nur mit (B) bewertet wird.

3.6 Meeressäugetiere

Meeressäugetiere kommen in allen Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee vor. Die in Tab. 46 enthaltenen Arten Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund sind gem. Schutzgebietsverordnungen in drei bzw. zwei (Kegelrobbe) Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee geschützt. Für diese Arten umfassen die folgenden Beschreibungen daher auch für die jeweiligen Gebiete Festlegungen von Soll-Zuständen und Bewertungen der Ist-Zustände.

Darüber hinaus werden die in Tab. 47 enthaltenen Meeressäugetierarten im Folgenden beschrieben, da sie als Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung eingestuft werden. Diese Arten werden jedoch nicht bewertet, da sie in den Schutzgebietsverordnungen nicht als Schutzgüter aufgeführt sind.

Tab. 46: Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Meeressäugetierarten.

BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

x: zutreffend; -: nicht zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (BfN 2009): *: ungefährdet, 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN 2016:

LC=Least Concern, NT=Near Threatened, VU=Vulnerable, EN=Endangered, CR=Critically endangered

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	EU-Code	Schutzgebiet ⁸⁴	Schutzstatus					Gefährdungsstatus		
				FFH Anhang			ASCOBANS ⁸⁵	Appendix II der Bonner Konvention	Rote-Liste-Kategorie	IUCN (2016)	OSPAR Commission (2008a)
				II	IV	V					
<i>Phocoena phocoena</i>	Schweinswal	1351	BRg Syl (Ber. I) Dgb	x	x	-	x	x	2	LC	x
<i>Halichoerus grypus</i>	Kegelrobbe	1364	BRg Syl (Ber. I)	x	-	x	-	x	2	LC	-
<i>Phoca vitulina</i>	Seehund	1365	BRg Syl (Ber. I) Dgb	x	-	x	-	x	*	LC	-

⁸⁴ Schutzgut gem. *allgemeinem* und *besonderem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung

⁸⁵ Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas

Tab. 47: Schutz- und Gefährdungsstatus der Meeressäugerarten mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten.

BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

x: zutreffend; -: nicht zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (BfN 2009): *: ungefährdet, 0: Ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN 2016: LC=Least Concern, NT=Near Threatened, VU=Vulnerable, EN=Endangered, CR=Critically endangered

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	EU-Code	Schutzgebiet ⁸⁶	Schutzstatus					Gefährdungsstatus		
				FFH Anhang			ASCOBANS ⁸⁷	Appendix II der Bonner Konvention	Rote-Liste-Kategorie	IUCN (2016)	OSPAR Commission (2008a)
				II	IV	V					
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Zwergwal	2618	-	-	x	-	-	x	-	LC	-
<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Weißschnauzen-delfin	2032	-	-	x	-	x	x	-	LC	-

Datengrundlagen

Vorkommen und Verbreitung der Meeressäugerarten in der deutschen AWZ werden im Rahmen eines BfN-Monitorings (u. a. Gilles et al. 2014, Viquerat et al. 2015) regelmäßig erfasst; bislang wurden die Daten allerdings nur im Kontext der biogeographischen Regionen im Rahmen der Berichtspflichten nach Art. 17 FFH-RL ausgewertet. Hier werden diese Daten auf Ebene der Zählgebiete (Abb. 29) zur Bewertung der Erhaltungsgrade auf Gebietsebene herangezogen.

⁸⁶ Schutzgut gem. *allgemeinem* und *besonderem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung

⁸⁷ Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas

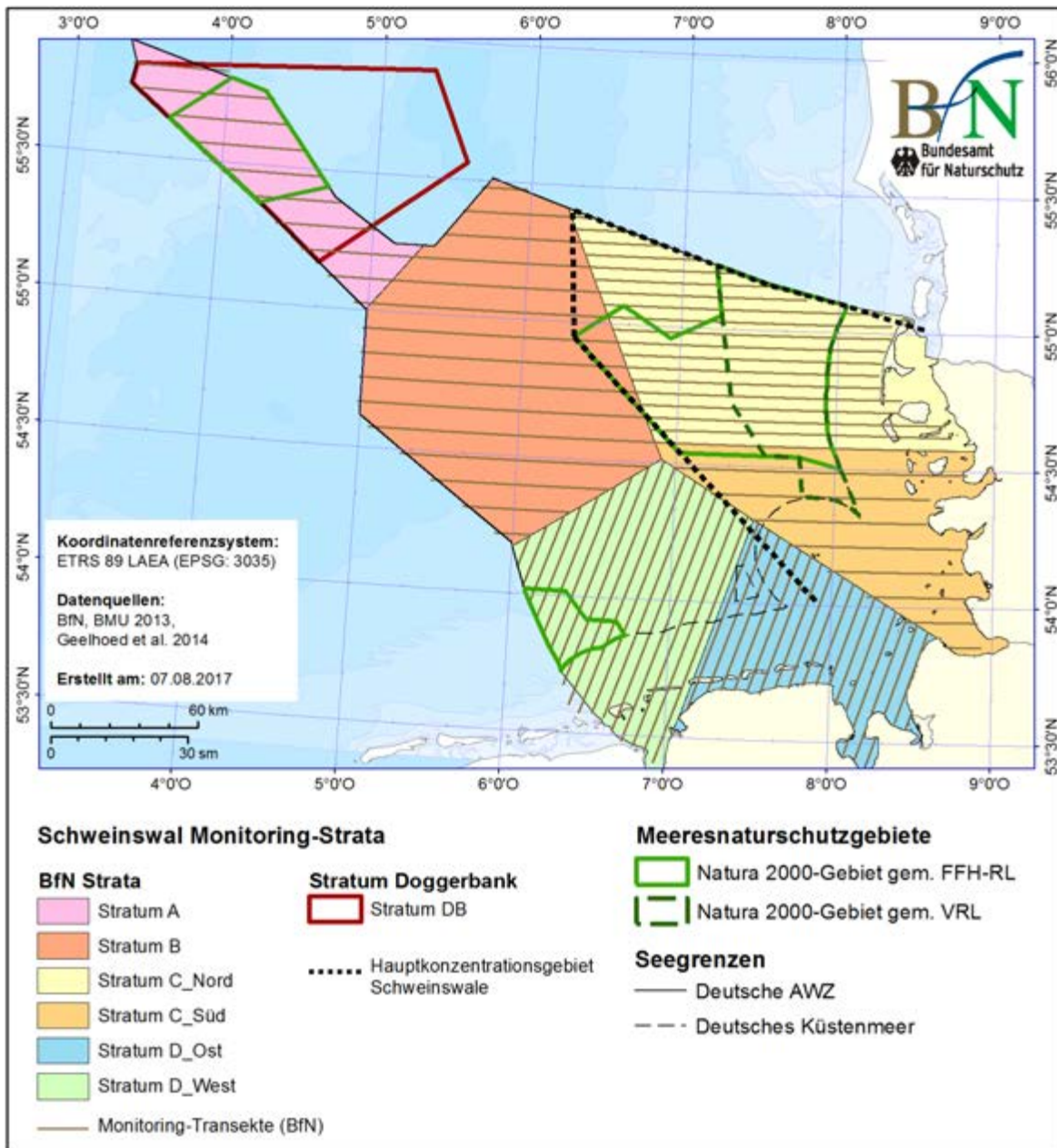


Abb. 29: Zählgebiete (Strata) im Rahmen des nationalen Schweinswalmonitorings und des Doggerbanksurveys sowie räumliche Abgrenzung des Hauptkonzentrationsgebietes für Schweinswale in den deutschen Gewässern der Nordsee.

3.6.1 Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Der Artensteckbrief von Narberhaus et al. (2012) liefert Informationen zu naturschutzfachlich relevanten Aspekten in Bezug auf den Schweinswal. Darüber hinaus werden im Folgenden – unter Einbeziehung aktueller Daten und Literatur – allgemeine und in Bezug auf das Gebietsmanagement relevante Informationen zu Biologie, Vorkommen und Schutzwürdigkeit gegeben.

3.6.1.1 Biologie

Schweinswale orten ihre Beute mithilfe von Ultraschall-Klickfolgen im Frequenzbereich von ca. 130–145 kHz. Derartige stereotype Klickfolgen dienen auch zur Orientierung und Kommunikation (Teilmann et al. 2002, Verfuss et al. 2005, Villadsgaard et al. 2007, Koschinski et al. 2008). Entsprechend besitzt die Hörkurve in diesem Frequenzbereich (ca. 100–140 kHz) eine maximale Empfindlichkeit. Schweinswale haben bereits ab einer Frequenz von etwa 8 kHz ein sehr gutes Hörvermögen, zu tieferen Frequenzen hin steigt die Hörschwelle schließlich bis 250 Hz stark an (Kastelein et al. 2010). Das Sehvermögen ist durch eine lichtreflektierende Schicht hinter der Netzhaut sowie durch eine hohe Dichte von Stäbchen an Dämmerlicht angepasst. Daneben sind das Schmecken bzw. Riechen und Tasten gut ausgebildet (Schulze 1996).

Durch die Fähigkeit zur Echoortung sind Schweinswale in ihrer Fortbewegung und bei der Jagd vom Tageslicht und den Sichtbedingungen weitgehend unabhängig. Es wird von einer regionalen Variabilität im Tauchverhalten berichtet. Auch im Tagesrhythmus gibt es eine starke individuelle Variation des Tauchverhaltens und der Echoortungsaktivität, die vermutlich von hydrographischen Gegebenheiten und Beuteverfügbarkeit abhängt (Teilmann et al. 2007, Linnenschmidt et al. 2013). Die Tauchdauer variiert in Abhängigkeit vom Verhalten. So wurden individuelle und nach Gebiet unterschiedliche Tauchzeiten von im Durchschnitt zwischen 44 Sekunden und 103 Sekunden aufgezeichnet. Im Maximum wurden 5,4 Minuten nachgewiesen (Westgate et al. 1995, Otani et al. 1998). Zur Schwimmgeschwindigkeit gibt es verschiedene Untersuchungen. In der dänischen Beltsee wird die durchschnittliche Schwimmgeschwindigkeit mit ca. 1,5 m/s angegeben, das Maximum liegt bei ca. 6 m/s (Teilmann 2000).

Das Vorkommen von Schweinswalen ist mit dem Vorkommen ausreichender, insbesondere fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass sie vermehrt an Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen auftreten (Gaskin 1992, Smith & Gaskin 1983, Gaskin & Watson 1985, Reyes 1991, Sveegaard et al. 2012a, b). Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern können aufgrund der in diesen Gebieten höheren biologischen Produktion das Vorkommen von Schweinswalen beeinflussen (Skov & Thomsen 2008, Gilles et al. 2012b). In das Beutespektrum des Schweinswals fallen sowohl pelagische Schwarmfische als auch demersale und benthische Arten bis zu einer Länge von ca. 30 cm (Aarefjord et al. 1995, Börjesson et al. 2003, Santos & Pierce 2003, Sveegaard et al. 2012a). Zu den Beutearten gehören in der Nordsee unter anderem Sandaale, Kabeljau, Wittling und Plattfischarten wie Seezunge oder Doggerscharbe, wobei Sandaale und Heringsartige aufgrund ihres hohen Fettgehaltes (Pedersen & Hislop 2001) zu den qualitativ wichtigsten Nahrungsfischen gehören. Allerdings gibt es altersspezifische und jahreszeitliche Unterschiede (Leopold & Meesters 2015). Jungtiere fressen häufig Grundeln, während ältere Individuen vor allem Dorschartige fressen.

Aufgrund ihres ungünstigen Körperoberflächen-Volumen-Verhältnisses haben Schweinswale im Vergleich zu größeren Zahnwalen einen hohen Stoffwechsel mit einer geringen Energiespeicherkapazität (Yasui & Gaskin 1986, Ryg et al. 1993, Koopman et al. 1996).

Sie müssen somit ständig Zugang zu ausreichend nahrhafter Beute haben, um den Stoffwechsel und somit u. a. ihre Körpertemperatur aufrechtzuerhalten (Read & Hohn 1995). Wenn kleine Fische erbeutet werden, erfordert dies mehrere tausend Beutefangsequenzen am Tag. So konnte mithilfe von hochauflösenden Bewegungssensoren und akustischen Mikrorekordern gezeigt werden, dass Schweinswale ständig jagen und dabei pro Stunde bis zu 550 Fische (in der Untersuchung von 3–10 cm Länge) fangen. Über 90 % der Beutefangsequenzen waren hierbei erfolgreich (Wisniewska et al. 2016).

Schweinswalmütter bringen in der Nordsee nach einer Tragzeit von zehn bis elf Monaten zwischen Ende Mai und Mitte Juli ein Kalb zur Welt, das acht bis neun Monate gesäugt wird (Sørensen & Kinze 1994, Schulze 1996, Hasselmeier et al. 2004). Eine erneute Paarung findet kurz nach der Geburt statt. Somit sind geschlechtsreife Weibchen meist gleichzeitig tragend und säugend. Aufgrund einer Geschlechtsreife mit drei bis vier Jahren in Kombination mit einer meist nur geringen Lebenserwartung in der Nordsee von nur etwa acht bis zehn Jahren, ist die Reproduktionsrate gering. Pro Weibchen sind durchschnittlich vermutlich nur vier bis sechs Nachkommen realistisch (Read & Hohn 1995, Lockyer & Kinze 2003, Bjørge & Tolley 2009). Aufzuchtgebiete in der deutschen Nordsee wurden im Bereich des heutigen schleswig-holsteinischen Schweinswalschutzgebietes westlich von Sylt und Amrum (Sonntag et al. 1999), im Sylter Außenriff (Gilles et al. 2009) und im Bereich der Doggerbank festgestellt (Gilles et al. 2012b). Im Bereich des Borkum Riffgrundes hat die Habitatnutzung durch Mutter-Kalb-Paare im Sommer seit 2008 stark zugenommen, wodurch dem Teil der deutschen Nordsee, in dem auch das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt, als potenzielles Kalbungshabitat eine wichtige Bedeutung im Jahreszyklus des Schweinswals zukommt (Viquerat et al. 2015).

3.6.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Das Vorkommen des Schweinswals in der Nordsee ist durch genetische Isolierung durch Entfernung (isolation by distance) innerhalb der übergeordneten nordatlantischen Population gekennzeichnet (Andersen et al. 2001, Fontaine et al. 2007). Es ist regional und saisonal sehr verschieden und von jahreszeitlichen Wanderungen und lokalen Konzentrationen geprägt. Innerhalb der südlichen Nordsee wurden deutliche jahreszeitliche Verlagerungen der Bestände über nationale Grenzen hinweg gefunden, die auch die deutsche Bucht betreffen (Gilles et al. 2016). In der südlichen Nordsee weist das Vorkommen von Schweinswalen folgende regionalen Besonderheiten auf:

In niederländischen und belgischen Gewässern wurde in den letzten 20 Jahren eine ausgeprägte Zunahme des Schweinswalbestandes festgestellt, die mit einer gleichzeitigen Abnahme in der nördlichen Nordsee – möglicherweise als Folge einer starken Abnahme der als Beute dienenden Sandaalbestände – einherging (Camphuysen 2004, Frederiksen et al. 2007, Haelters & Camphuysen 2009, ICES 2013a, Hammond et al. 2013). Die im Jahresverlauf größte relative Dichte von Schweinswalen findet sich in niederländischen küstennahen Gewässern im Februar und März, in küstennahen Bereichen Belgiens etwa einen Monat später. Im späten Frühjahr folgt eine Wanderung in

Offshore-Bereiche wie Klaverbank und Doggerbank (Arts & Berrevoets 2005, Haelters & Camphuysen 2009). Ab Juli bis in den Herbst erfolgt dann wieder eine graduelle Einwanderung in küstennahe Bereiche. Ganzjährig ist ein Band mit höheren Dichten von der Braunen Bank im Westen der niederländischen AWZ bis zum Borkum Riffgrund festzustellen (Geelhoed et al. 2013). Nördlich der Küste Ostfrieslands ist ein ähnlicher Trend zu beobachten. Die Dichte ist im Frühling am höchsten, gefolgt vom Sommer. Die geringsten Dichten treten im Herbst auf (Gilles et al. 2012a, 2014). Eine regionale Vorkommenskonzentration mit regelmäßigen Sichtungen von Mutter-Kalb-Paaren tritt im Bereich des Borkum Riffgrundes, in dem auch das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt, im Frühjahr und Sommer auf (Gilles et al. 2008, 2012a). Sommerlich erhöhte Vorkommen wurden in manchen Jahren auch nördlich der ostfriesischen Inseln festgestellt. Im Frühling, Sommer und Herbst treten an wechselnden Stellen um die Insel Helgoland lokale Konzentrationen auf (Gilles et al. 2008, 2010, Gilles & Siebert 2010). Für die Wintermonate gibt es nur wenige Daten.

In der zentralen Deutschen Bucht zeigten Gilles et al. (2008) ebenfalls einen deutlichen saisonalen Dichteverlauf mit einem starken Dichteanstieg im Frühling und Maximalwerten im Sommer. Dieser gegenüber den ostfriesischen Gewässern umgekehrte Verlauf deutet – wie in niederländischen Gewässern – auch in diesem Bereich auf eine Offshore-Wanderung hin. Im Herbst sinkt hier die Dichte ebenfalls deutlich ab.

Im deutschen Teil der Doggerbank wurden im Frühling und Sommer hohe bis sehr hohe Dichten mit einem sehr hohen Anteil von Kälbern festgestellt. Im Spätsommer 2011 wurden die höchsten Dichten vor allem im Nordwesten und im Bereich der deutschen AWZ im Nordosten der Doggerbank festgestellt (Gilles et al. 2006, 2008, 2012a, b, Gilles & Siebert 2010). Für Herbst und Winter liegen nur wenige Daten vor, die keine genaue Charakterisierung ermöglichen. Eine Habitatmodellierung auf Basis von Zählungen aus neun Jahren weist auf eine hohe Bedeutung der Doggerbank und weiter nordwestlich gelegener Areale in der britischen AWZ von Frühjahr bis Herbst hin (Gilles et al. 2016). Dies wird auch durch die Ergebnisse der SCANS III Zählung (Hammond et al. 2017), bei der in diesem Bereich besonders hohe Dichten festgestellt wurden, bestätigt.

Schweinswale halten sich in ganzjährig hohen Dichten westlich der nordfriesischen Küste auf, wobei das Dichtemaximum im Frühjahr und Sommer auftritt. Ein Verbreitungsschwerpunkt mit hoher sommerlicher Kälberanzahl ist das Sylter Außenriff (Gilles et al. 2008, 2011b, 2012a, Gilles & Siebert 2010). Im Herbst weist – im Gegensatz zu den meisten Bereichen in der Deutschen Bucht – das Sylter Außenriff ebenfalls recht hohe Dichten auf (Gilles et al. 2008). Im Winter wurden in einem untersuchten Teilbereich deutlich geringere Dichten ermittelt (Gilles et al. 2006). Nach Norden hin setzt sich das Hauptkonzentrationsgebiet mit zum Teil sehr hohen Dichten im Bereich Horns Rev in dänische Gewässer fort (Skov et al. 2002, Teilmann et al. 2008, Gilles et al. 2011a).

Seit einigen Jahren werden vermehrt Sichtungen von Schweinswalen aus Ems, Jade, Weser und Elbe berichtet (Wenger & Koschinski 2012, GRD 2016). Insbesondere zwischen Mitte Februar und Mitte Juni folgen Schweinswale aus der Nordsee vermutlich anadromen Schwarmfischen wie dem Stint flussaufwärts.

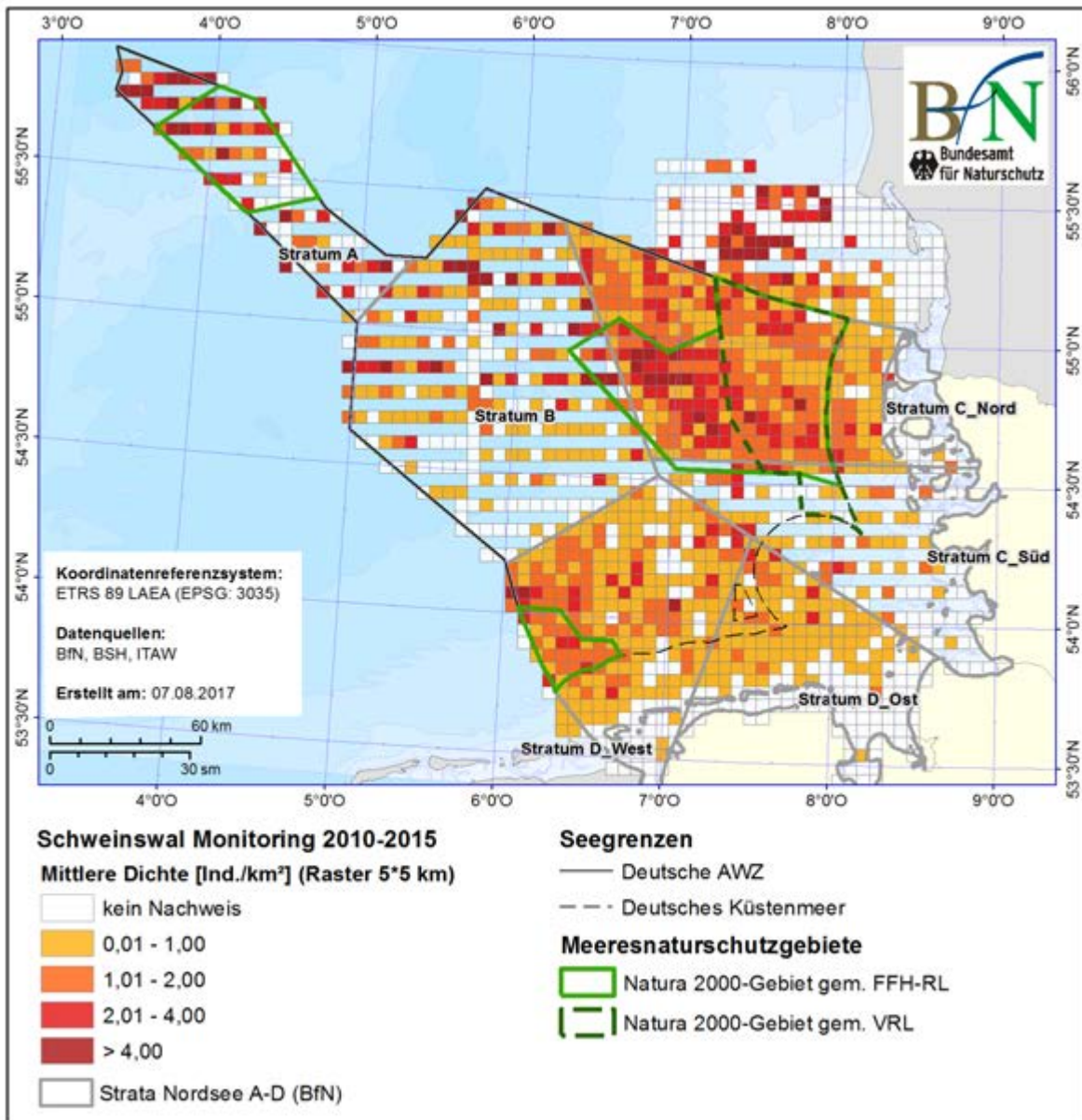


Abb. 30: Mittlere Schweinswaldichten im Zeitraum 2010–2015.

Die Raster sind 5x5 km groß, während der Abstand der Flugtransekte je nach Stratum 5 bzw. 10 km beträgt (s. Abb. 29). Daraus ergeben sich in den Zählgebieten westlich und südöstlich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Strata A, B und C_Süd) Lücken (s. a. Gilles 2012a).

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Rahmen der MINOS-Projekte und des Monitorings nach Art. 11 FFH-RL wurde im Zeitraum von 2002–2012 im Zählgebiet nördlich der Küste Ostfrieslands (Stratum D, s. Abb. 30) eine generelle Bestandszunahme festgestellt, die unter starken jahreszeitlichen Schwankungen verlief. Die Dichte ist im Frühling am höchsten, gefolgt vom Sommer. Die geringsten Dichten treten im Herbst auf (Gilles et al. 2012a, 2014). Im Frühling und Sommer ist der positive Bestandstrend insbesondere seit 2005 sehr ausgeprägt. Die höchste mittlere Dichte im Stratum D betrug im Mai 2011 1,59 Ind./km² (im Westen 2,29 Ind./km², im Osten 0,55 Ind./km²). Die geringste Dichte wurde im November 2005 mit 0,08 Ind./km² beschrieben (Gilles et al. 2008). Eine Trendanalyse (Gilles et al. 2012a)

bestätigt eine regionale Vorkommenskonzentration in dem Teil der deutschen Nordsee, in dem auch das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt im Frühjahr und Sommer, das als Nutzung eines Schlüsselhabitats gedeutet werden kann, das ganzjährig als Nahrungs- und Migrationshabitat genutzt wird. Dieses gegenüber der Umgebung häufigere Vorkommen des Schweinswals ist auch aus Abb. 30 ersichtlich. Das ganzjährige Vorkommen erstreckt sich in der südlichen Nordsee in einem Band mit höheren Schweinswaldichten bis zur Braunen Bank im Westen der niederländischen AWZ (Geelhoed et al. 2013). Der Zählbereich (BfN 2017), in dem das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt, wird mit steigendem Trend (im Zeitraum 2008–2012 gegenüber dem Zeitraum 2002–2007 statistisch signifikant verstärkt) von Mutter-Kalb-Paaren genutzt (Viquerat et al. 2015). Die in diesem Bereich regelmäßigen Sichtungen von Mutter-Kalb-Paaren zur Zeit der Jungenaufzucht in den Sommermonaten bei gleichzeitig hohen Dichten heben die Bedeutung dieses Bereiches, als potenzielles Kalbungshabitat hervor.

NSG „Doggerbank“

Aus der südlichen Nordsee wird vor allem in niederländischen und belgischen Gewässern im späten Frühjahr eine ausgeprägte Offshore-Wanderung von Schweinswalen in Bereiche der Klaverbank und Doggerbank mit gradueller Rückwanderung ab Juli bis in den Herbst beschrieben (Arts & Berrevoets 2005, Haelters & Camphuysen 2009). Im deutschen Teil der Doggerbank wurden ebenfalls im Frühling und Sommer sehr hohe Dichten festgestellt (Gilles et al. 2006, 2008, 2012a, b, Gilles & Siebert 2010), die die wichtige Funktion als Migrationshabitat in der südlichen Nordsee bestätigen. So betrug im Frühjahr 2012 die Dichte 2,71 Ind./km² und im Sommer 2009 3,93 Ind./km² (als Maximalwert aus allen Erfassungen zwischen 2002 und 2012). Gilles et al. (2012b) fanden im Spätsommer im Nordwesten und im Nordosten der Doggerbank die höchsten Dichten. Das von ihnen beschriebene Stratum DB (Abb. 29), das den Anteil der deutschen AWZ, den sog. „Entenschnabel“ umfasst, wies mit 2,12 Ind./km² die zweithöchsten Dichten aller Teilgebiete auf (Abb. 30).

Die meisten Tiere hielten sich an den Hängen der Doggerbank bzw. dem nordöstlichen Ausläufer auf, der auch das NSG „Doggerbank“ umfasst. Auch wurde im Nordosten der Doggerbank ein sehr hoher Anteil von Kälbern registriert. Diese Gebiete stellen vermutlich produktive, nahrungsreiche Regionen dar. Die regional erhöhte Konzentration großer Gruppen weist auf hohe Beutevorkommen hin. Das Schutzgebiet weist reiche Fischvorkommen auf, von denen vor allem die großen Sandaalvorkommen herauszustellen sind, denen eine hohe Bedeutung als Beute von Schweinswalen zukommt. Auf dem zentralen Teil der Sandbank hingegen gab es nur wenige Sichtungen. Die Hänge der Doggerbank und das NSG „Doggerbank“ stellen daher ein Schlüsselhabitat sowohl in Bezug auf Beuteerwerb als auch Fortpflanzung bzw. Jungenaufzucht dar. Die regelmäßigen Sichtungen von Mutter-Kalb-Paaren in Verbindung mit Dichten im Bereich des NSG „Doggerbank“, die z. T. vergleichbar mit denen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind (Abb. 30), belegen eine wichtige Bedeutung des NSG „Doggerbank“ als Fortpflanzungs- und Aufzuchthabitat. So wurde im Nordosten der Doggerbank im

Sommer 2011 eine Kälberrate von etwa 12,3 % festgestellt. Eine Modellierung des Schweinswalvorkommens in der Nordsee lässt dort eine Dichteabnahme im Herbst vermuten (Gilles et al. 2016). Eine genaue Aussage ist aufgrund der geringen Anzahl von Befliegungen weder für den Herbst noch für den Winter möglich.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Schweinswale halten sich ganzjährig in hohen Dichten westlich der nordfriesischen Küste auf. Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das von reichen Fischvorkommen (u. a. Sandaalvorkommen) geprägt ist, stellt ein bedeutendes Nahrungshabitat dar. Ein Verbreitungsschwerpunkt mit hoher sommerlicher Kälberanzahl ist der Bereich um das Sylter Außenriff (Gilles et al. 2008, 2011b, 2012a, Gilles & Siebert 2010). In manchen Jahren werden auch viele Kälber bei insgesamt hoher Schweinswaldichte deutlich westlich des Schutzgebietes gesichtet (z. B. Gilles et al. 2012a). Eine außerordentliche Bedeutung kommt dem Bereich I des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu, in dessen Grenzen regelmäßig sehr hohe Schweinswaldichten nachgewiesen werden, die aber nicht allein auf diesen Bereich beschränkt sind (Abb. 30). Zwischen den Erfassungsjahren oder auch von Monat zu Monat sind dort (vermutlich in Abhängigkeit des Beuteangebots) räumliche Verlagerungen festzustellen. In manchen Jahren sind auffällige Verlagerungen in das benachbarte schleswig-holsteinische Walschutzgebiet⁸⁸ hinein, mit dem das Gebiet offenbar über Wanderbewegungen in Verbindung steht, zu beobachten (vgl. Gilles et al. 2014). Insgesamt weist das eigentliche Sylter Außenriff und seine Umgebung im Zeitraum 2002–2013 einen gleichbleibenden Bestandstrend (für das Vorkommen im Frühjahr und Sommer) auf (Gilles et al. 2014). Im Frühjahr und Sommer befindet sich im Bereich des Sylter Außenriffs als Hauptkonzentrationsgebiet in der deutschen AWZ der Nordsee ein Schlüsselhabitat. Im Sommer liegt seit Beginn der Erfassungen (2002) die Dichte meistens bei durchschnittlich 2 Ind./km² und selten unter 1,5 Ind./km² (Gilles et al. 2011a). In manchen Jahren erreichten die Dichten um das Sylter Außenriff im Mai und Juni sogar 3,5–5,0 Ind./km² (Gilles et al. 2006, 2011a). Die höchsten jemals beschriebenen sommerlichen Dichten in der deutschen AWZ der Nordsee wurden in der Nähe der Forschungsplattform FINO 3, mit 6,6–7,9 Ind./km² festgestellt (Grießmann et al. 2009). Im Herbst weist - im Gegensatz zu den meisten Bereichen in der Deutschen Bucht - das eigentliche Sylter Außenriff inkl. seiner Umgebung ebenfalls noch recht hohe Dichten auf (Gilles et al. 2008). Für den Winter ist aufgrund der geringen Abdeckung mit Zählungen keine genaue Aussage über die Dichten im Stratum C (Abb. 29) möglich. Im nördlichen Teilbereich Sylter Außenriff wurden jedoch deutlich geringere winterliche Dichten ermittelt (Gilles et al. 2006).

⁸⁸ im Natura 2000-Netzwerk innerhalb des Vogelschutzgebietes „RAMSAR-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Gebiete“ wie z. B. Halbinsel Eiderstedt.

3.6.1.3 Ökologische Funktionen

Der Schweinswal ist durch seine piscivore Lebensweise in der Nordsee ein Topprädator.

Eine Trendanalyse (Gilles et al. 2012a) bestätigt eine regionale Vorkommenskonzentration in dem Teil der deutschen Nordsee, in dem auch das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt. Diese Konzentration im Frühjahr und Sommer, kann als Nutzung eines Schlüsselhabitats gedeutet werden kann, das ganzjährig als Nahrungs- und Migrationshabitat genutzt wird (Gilles et al. 2012a). Das NSG „**Borkum Riffgrund**“ bietet ein reiches Vorkommen an potenziellen Beutefischen und wird als Nahrungshabitat genutzt. Dadurch erfüllt das Gebiet in der südlichen Nordsee eine wichtige Trittsteinfunktion und hat auch als wichtiges Migrationshabitat eine Verbindungsfunktion für Wanderungen in andere Bereiche der Nordsee. Gleichzeitig liegt das Gebiet in einem Teil der deutschen Nordsee mit einer wachsenden Bedeutung für die Reproduktion von Schweinswalen (Viquerat et al. 2015). Genaue Wanderrouten können nicht identifiziert werden. Vielmehr richtet sich das jahreszeitliche Vorkommen und vermutlich auch die Wanderungen stark an Frontensystemen aus, deren Auftreten sehr variabel ist (vgl. Gilles et al. 2016). Strömungsreiche und stark reliefierte Bereiche spielen bei der Entstehung solcher Fronten eine große Rolle (Skov & Thomsen 2008). Neben dem Gebiet selbst spielt die Vernetzung mit weiter westlich gelegenen Schutzgebieten der AWZ der Niederlande („Nordseeküstenzone“ und „Friesische Front“) sowie den nördlich gelegenen NSG „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ über weitgehend ungestörte Migrationsräume eine wichtige Rolle. Aufgrund der Variabilität von Fronten ist der Funktionsraum für die das NSG nutzenden Schweinswale vermutlich variabel.

Die gesamte Doggerbank hat für die Art eine herausragende ökologische Bedeutung. Die meisten Tiere halten sich in den Hangebereichen des NSG „Doggerbank“ auf. Auch wurde im Nordosten der Doggerbank ein sehr hoher Anteil von Kälbern registriert. Diese Gebiete stellen vermutlich produktive, nahrungsreiche Regionen dar. Das **NSG „Doggerbank“** hat somit eine hohe Bedeutung als Wander-, Nahrungs- und Reproduktionshabitat für Schweinswale. Die insbesondere in den Auftriebsgebieten an den produktiven Hängen des Gebietes ganzjährig hohe biologische Produktion und die reichen Sandaalkommen sind eine wichtige Voraussetzung für den Reproduktionserfolg. In der zentralen Nordsee hat das Gebiet eine Schlüsselstellung bei der Reproduktion von Schweinswalen. Genaue Wanderrouten, die eng begrenzt oder auf breiter Front verlaufen können, konnten bislang nicht identifiziert werden. Neben dem Gebiet selbst spielt voraussichtlich die Vernetzung mit den benachbarten Schutzgebieten aber auch mit weiteren Bestandteilen des Funktionsraumes über weitgehend ungestörte Migrationsräume eine wichtige Rolle. Dazu gehören u. a. die Schutzgebiete auf der Doggerbank und Swallow Sand (AWZ der Niederlande und Großbritannien), das südlich gelegene Schutzgebiet NSG „Borkum Riffgrund“ und die im Rahmen von Natura 2000 gesicherten Gebiete „Klaverbank“ und „Friesische Front“ in den Niederlanden sowie das östlich gelegene NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Das Gebiet um das Sylter Außenriff, in dem sich das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** befindet, stellt das Hauptkonzentrationsgebiet des Schweinswals in der

deutschen AWZ der Nordsee dar. Eine außerordentliche Bedeutung kommt dem Bereich I des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu, in dessen Grenzen regelmäßig sehr hohe Schweinswalichten nachgewiesen werden, die aber nicht allein auf diesen Bereich beschränkt sind (Abb. 30). Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ stellt aufgrund der hohen Produktivität und reicher Fischvorkommen ein bedeutendes Nahrungshabitat für den Schweinswal dar und steht mit anderen Schweinswalvorkommen im Bereich der (deutschen) Nordsee in Verbindung, so dass es ebenfalls ein bedeutendes Migrationshabitat mit wichtiger Trittsteinfunktion darstellt. Hohe Kälberzahlen bei gleichzeitig hoher Dichte belegen die maßgebliche Funktion als Fortpflanzungs- und Aufzucht-habitat. Genaue Wanderrouten, die eng begrenzt oder auf breiter Front verlaufen können, konnten bislang nicht identifiziert werden. Neben dem Gebiet selbst spielt die Vernetzung mit den westlich gelegenen Schutzgebieten der Doggerbank und Swallow Sand (NSG „Doggerbank“, britische und niederländische Schutzgebiete) sowie im Süden mit dem NSG „Borkum Riffgrund“ und den niederländischen Schutzgebieten „Nordseeküstenzone“ und „Friesische Front“ sowie dem Schweinswalschutzgebiet innerhalb des Natura 2000-Gebietes „SPA Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Gebiete“ wie z. B. Halbinsel Eiderstedt über weitgehend ungestörte Migrationsräume eine wichtige Rolle (vgl. Gilles et al. 2016). Auch darüber hinaus können weitere Gebiete Teil des Funktionsraums für die das NSG nutzenden Schweinswale darstellen (vgl. Gilles et al. 2016).

3.6.1.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“

Wie unter dem Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kap. 3.6.1.3) dargelegt, ist das Gebiet ein wichtiges *Nahrungshabitat*, *Migrationshabitat* mit *wichtiger Trittsteinfunktion* im räumlichen Zusammenhang der südlichen Nordsee und liegt in einem Raum mit *wachsender Bedeutung für die Reproduktion* von Schweinswalen in der südlichen Nordsee. Auch in den **Schutzzielen** gem. Schutzgebietsverordnung wird die Funktion als *überregional bedeutsames Habitat der Schweinswale* im Bereich des ostfriesischen Wattenmeeres herausgestellt.

Dem NSG „Borkum Riffgrund“ wird im grenzübergreifenden räumlichen Zusammenhang und im Kontext der biogeografischen Region sowie der gesamten deutschen AWZ der Nordsee eine wachsende Bedeutung für die Fortpflanzung und Jungenaufzucht sowie eine **hohe Bedeutung** für die Nahrungssuche eingeräumt. Diese Bedeutung ist jedoch geringer als die der beiden anderen NSG in der deutschen AWZ der Nordsee, so dass **der Soll-Zustand (B) festgelegt wird**.

NSG „Doggerbank“

Die Darlegungen zu ökologischen Funktionen (Kap. 3.6.1.3) im Rahmen der Bestandsbeschreibung unterstreichen die *Schlüsselstellung* des Gebietes als Reproduktions-, Aufzucht- und Nahrungshabitat in der zentralen Nordsee sowie seine wichtige Funktion

als *Migrationshabitat*. Diese sind durch aktuelle, im Abschnitt zu ökologischen Funktionen ausgewertete Erkenntnisse belegt.

Auch in den **Schutzzielen** gem. Schutzgebietsverordnung wird die *überregionalen Bedeutung des Schweinswalhabitates* und die Funktion für die *Migration* innerhalb der deutschen Nordsee und in niederländische, britische und dänische Gewässer herausgestellt. Dies beinhaltet auch die wesentliche Bedeutung innerhalb des grenzüberschreitenden Natura 2000-Netzwerks.

Aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für die Fortpflanzung und Jungenaufzucht sowie die Nahrungssuche in der deutschen AWZ wird als Soll-Zustand (A) definiert. In den Schutzzielen ist dieser Soll-Zustand verankert, indem u. a.

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung *natürlicher* Gegebenheiten in Bezug auf Bestandsdichte, räumlich-zeitliche Verbreitung und genetische Austauschmöglichkeiten mit Beständen außerhalb des Gebietes sowie im Hinblick auf die Bestände der Nahrungsorganismen,
- die *weitgehende Freiheit* des Gebietes von Störungen und *Nicht-Beeinträchtigung* durch Verschmutzungen,
- *unzerschnittene* Habitate und Migrationsmöglichkeiten

gefordert werden.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kap. 3.6.1.3) dargelegt, gilt der erweiterte Bereich um das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als *Hauptkonzentrationsgebiet des Schweinswals* in den deutschen Gewässern der Nordsee. Die Abgrenzung des Hauptkonzentrationsgebietes beinhaltet neben dem gesamten Komplexgebiet auch ein Gebiet nordwestlich und ein Gebiet südlich des Schutzgebietes (Abb. 29, BMU 2013). Insofern gilt die hier dargestellte Einschätzung sowohl für den Bereich I als auch für das gesamte Komplexgebiet. Das gesamte Komplexgebiet weist ganzjährig hohe Dichten und saisonal hohe Kälberraten auf und hat damit eine *herausragende Bedeutung für die Reproduktion und Jungenaufzucht*. Weitere wesentliche Funktionen des Gebietes für die Art sind die eines *bedeutenden Nahrungshabitats* für den Schweinswal sowie die *Trittstein- bzw. Korridorfunktion* zwischen den Schutzgebieten und anderen Gebieten hoher Schweinswaldichte im Bereich der Nordsee. Auch in den **Schutzzielen** wird die Funktion als *besonders bedeutsames Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Nahrungs- und Migrationshabitat* für Schweinswale im Bereich der südlichen Nordsee herausgestellt.

Aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für die Fortpflanzung und Jungenaufzucht sowie die Nahrungssuche in der biogeografischen Region wird der Soll-Zustand (A) festgelegt.

Der Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, nach denen u. a.

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung *natürlicher* Gegebenheiten in Bezug auf Bestandsdichte, räumlich-zeitliche Verbreitung und genetische Austauschmöglichkeiten mit Beständen außerhalb des Gebietes sowie im Hinblick auf die Bestände der Nahrungsorganismen,
- die *weitgehende Freiheit* des Gebietes von Störungen und *Nicht-Beeinträchtigung* durch Verschmutzungen,
- *unzerschnittener* Habitate und Migrationsmöglichkeiten in dänische Gewässer, in das Schweinswalschutzgebiet des Landes Schleswig-Holstein und in die Schutzgebiete des Wattenmeeres und vor Helgoland

gefordert werden.

3.6.1.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Borkum Riffgrund“

Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt im Stratum D_West (Abb. 30) und damit im Bereich saisonal schwankender und insgesamt mittlerer Schweinswalddenken (Kap. 3.6.1.2). In der südlichen Deutschen Bucht wird darüber hinaus eine seit 2005 deutlich zunehmende Schweinswalddenken beobachtet (Kap. 3.6.1.2). Entsprechend der FFH-Bewertung auf Ebene des Stratums D_West und dem Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium „Zustand der Population“ entsprechend der mittleren Dichten und lückenhaften Verteilung in der südlichen deutschen Nordsee als gut (B) bewertet. Im Stratum D_West werden regelmäßig (und seit 2008 vermehrt) einzelne bis mehrere Mutter-Kalb-Gruppen gesichtet (z. B. Gilles et al. 2010, 2012b, Viquerat et al. 2015). Der mittlere Anteil an Mutter-Kalb-Paaren an den Sichtungen ist allerdings gering. Bezogen auf das Stratum D_West wird das Unterkriterium „Populationsstruktur“ daher als mittel bis schlecht (C) bewertet. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird aufgrund lückenhafter Datenlage nicht bewertet, da eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf Zählgebiete nicht möglich ist.

Insgesamt ist der **„Zustand der Population“** des Schweinswals im NSG „Borkum Riffgrund“ auf Basis der Unterkriterien „Vorkommen“ und „Populationsstruktur“ mit **(C)** zu bewerten, da sich die Gesamtbewertung am schlechtesten Unterkriterium (hier: Populationsstruktur = (C)) orientiert (Schnitter et al. 2006).

Das Kriterium „Habitatqualität“ wird in Bezug auf die das Habitat kennzeichnenden Merkmale bewertet. Anders als bei sessilen Organismen lassen sich für Schweinswale keine auf den Meeresboden bezogenen Habitatstrukturen definieren, die für die Habitatqualität ausschlaggebend sind. Für die Bewertung ist deshalb vor allem die Beuteverfügbarkeit maßgeblich. Das Vorkommen von Schweinswalen ist mit einem ausreichend großen Vorkommen fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine besondere Bedeutung zukommt (Kap. 3.6.1.1). Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitate wird als „mittel“ angenommen, da sich verschiedene Beeinträchtigungen in Teilen des

NSG qualitätsmindernd auswirken (s. unten). Bei diesen Beeinträchtigungen handelt es sich in erster Linie um Störungen bzw. Vertreibungswirkungen, die dazu führen, dass Habitats temporär nicht genutzt werden können (s. u.). Entsprechend der FFH Bewertung für das Stratum D_West wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** als gut (**B**) bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Aktuell ist die Intensität der Stellnetzfisherei (gemessen in Seetagen) im Gebiet nur gering; die pro Schiff gestellten Netze können aber mehrere Kilometer lang sein (Kap. 4.2.3.2). Zudem werden keine in Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierten Netze eingesetzt. Die Verwendung von Pingern im Gebiet ist gem. Verordnung 812/2004 obligatorisch, so dass angenommen wird, dass diese von Fahrzeugen > 12 m verwendet werden und eine Scheuchwirkung auf Schweinswale ausüben. Darüber hinaus findet im Gebiet eine Industriefischerei auf den Sandaal statt (Kap. 4.2.1.2), der eine wichtige Beutefischart des Schweinswals darstellt. Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können, sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). Somit wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9 und 6.6.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Durch die generelle Belastung der deutschen Nordsee mit Schadstoffen ist der Gesundheitszustand der Schweinswale aus deutschen Gewässern vergleichsweise schlechter als der von Tieren aus weniger belasteten Gewässern (z. B. Das et al. 2006, Siebert et al. 2001, 2006). Aufgrund regional unterschiedlicher Belastungen der Nordsee mit Schadstoffen ist anzunehmen, dass bevorzugte Aufenthaltsgebiete und Nahrungswahl individuelle Unterschiede im Gesundheitszustand hervorrufen können⁸⁹. Eine Rolle dabei spielt sicherlich auch die zusätzliche von der Berufsschifffahrt ausgehende Belastung mit Schadstoffen und Abfällen. Eine viel befahrene Schifffahrtsstraße quert das NSG (Kap. 4.1.1), wodurch insgesamt ein erhöhter Schadstoffeintrag in die Gewässer des NSG zu erwarten ist (OSPAR Commission 2000). Eine erhöhte Schadstoffbelastung ist für die am Ende der Nahrungskette stehenden Tiere ein dauerhafter Stressfaktor, der zur Verschlechterung des Gesundheitszustands führt, da es zur Akkumulation von Schadstoffen entlang der Nahrungskette kommt. Bei Schweinswalen der Nordsee gibt es Hinweise auf eine schadstoffinduzierte Immunsuppression, die zur Krankheitsanfälligkeit der Tiere in der Nordsee beiträgt (Siebert et al. 1999). Studien belegen weiterhin einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Schifffahrt und Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verstricken können (Kap. 5.5.11). Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detaillierte Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.15.4.

Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch impuls-

⁸⁹ Eine genaue Zuordnung von Individuen zu bestimmten Gebieten ist jedoch nicht möglich, da die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und die vorliegenden Gesundheitsuntersuchungen anhand von weiträumig verteilten Strandfunden und Beifängen durchgeführt wurden. Auch liegen keine genauen Daten zur Schadstoffbelastung im Bereich des NSG „Borkum Riffgrund“ vor, das im Ausstromgebiet der Ems liegt.

hafte Schallquellen wie Impulsrammen, Detonationen und seismische Druckluftpulsar in benachbarten Bereichen des NSG auf. Im Bereich der Schifffahrtswege treten Störungen durch kontinuierlichen Schall länger andauernd und häufig auf. So stellte Herr (2009) eine negative Korrelation von Schiffsdichte und Schweinswaldichte in diesem Bereich fest, die auf ein großräumiges Ausweichverhalten gegenüber dem Verkehrstrennungsgebiet (VTG) schließen lässt. Auch der Bau mehrerer Offshore-Windparks (OWP) in unmittelbarer Nachbarschaft des NSG, die ohne Einhaltung der Lärmgrenzwerte im Bewertungszeitraum⁹⁰ errichtet wurden und bei denen daher von Auswirkungen auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Schweinswale im NSG auszugehen ist (vgl. Dähne et al. 2013), ist hier zu berücksichtigen. Ein entscheidendes Kriterium für die Bewertung ist dabei, dass Störungen in einem so kleinen Schutzgebiet wie dem NSG „Borkum Riffgrund“ einen verhältnismäßig großen Flächenanteil betreffen. Gemäß Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorzunehmen. Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.9.3, 6.12.14 und 6.15.3 eingehender diskutiert.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Borkum Riffgrund“ mit den vorhandenen Kabeln zwar technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen aber als „vernachlässigbar“ eingestuft werden können.

Die Bewertungsergebnisse aller Unterkriterien sind mit Ausnahme der technischen Eingriffe analog zur FFH Bewertung für das Stratum D_West. Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C) und „technische Eingriffe“ mit (B).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (C-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (C)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-1)** (BfN 2017).

NSG „Doggerbank“

Das NSG „Doggerbank“ liegt im Stratum A (Abb. 29) und damit im Bereich saisonal schwankender und insbesondere bei Einwanderung aus küstennahen Bereichen im Frühjahr und Sommer hohen bis sehr hohen Schweinswaldichten (Kap. 3.6.1.2). Entsprechend der FFH Bewertung auf Ebene des Stratums A und dem Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium „Zustand der Population“ als gut (B) bewertet. Aufgrund der in manchen Jahren beobachteten größeren Anzahlen von Mutter-Kalb-Gruppen (z. B. 20 von 162 Sichtungen im Stratum DB des Doggerbanksurveys im Sommer 2011; Abb. 29, Gilles et al. 2012b) wird das den Zustand der Population kennzeichnende Unterkriterium „Populationsstruktur“ als gut (B) bewertet. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird aufgrund lückenhafter Datenlage nicht bewertet, da eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf Zählgebiete nicht möglich ist.

⁹⁰ Rammarbeiten im Bewertungszeitraum 2010–2015: „Trianel Windpark Borkum I“ 2011–2012 (ohne Schallminderung entsprechend Schallschutzkonzept), „Borkum Riffgrund I“ 2014, „Gemini“ 2015 (NL: ohne Schallminderung), „Nordsee One“ 2015–2016

Insgesamt ist das **Kriterium „Zustand der Population“** des Schweinswals im NSG „Doggerbank“ auf Basis der Unterkriterien „Vorkommen“ und „Populationsstruktur“ mit **(B)** zu bewerten.

Das Kriterium „Habitatqualität“ wird in Bezug auf die das Habitat kennzeichnenden Merkmale bewertet (vgl. NSG „Borkum Riffgrund“). Der Nordwesten der Doggerbank, in dem auch das NSG liegt, ist als Nahrungshabitat von Bedeutung (Gilles et al. 2012a). Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen, insbesondere Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitats wird aufgrund der Topographie als „mittel“ angenommen. Entsprechend der FFH Bewertung für das Stratum A wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** mit **(B)** bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Im NSG findet eine intensive Industriefischerei auf Sandaal statt (Kap. 4.2.1.2), der eine wichtige Beute für den Schweinswal darstellt. Aktuell ist die Intensität der Stellnetzfisherei (gemessen in Seetagen) im Gebiet vergleichsweise gering; die pro Schiff gestellten Netze können aber mehrere Kilometer lang sein und die Fischerei umfasst in einzelnen Jahren große Teile des Gebietes (Kap. 4.2.3.2). Zudem werden keine in Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierten Netze eingesetzt. Die Verwendung von Pingern im Gebiet ist gem. Verordnung 812/2004 obligatorisch, so dass angenommen wird, dass diese von Fahrzeugen > 12 m verwendet werden. Diese üben eine Scheuchwirkung auf Schweinswale aus. Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile eine Begleitscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). Somit ist das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) zu bewerten. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9 und 6.6.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Wie bereits ausführlich beim NSG „Borkum Riffgrund“ erläutert, hat eine hohe Umweltbelastung Auswirkungen auf den Gesundheitszustand. Zwar führen keine viel befahrenen Schifffahrtsstraßen durch das NSG, jedoch liegen im Bereich der Doggerbank viele Produktionsplattformen für die Öl- und Gasgewinnung, wodurch insgesamt ein erhöhter Schadstoffeintrag in das NSG zu erwarten ist (OSPAR Commission 2000). Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 sowie 6.9.4.

Laute impulshafte Schallquellen (wie Impulsrammen, Detonationen, seismische Druckluftpulser oder Rammungen) wurden im Bewertungszeitraum nicht festgestellt. Aufgrund der flächenhaften Belastung mit kontinuierlichem Schall aus der Berufsschifffahrt (inklusive Schleppnetzfisherei) bei mittlerer Häufigkeit wird lt. Bewertungsschema daher eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (B) vorgenommen. Mögliche Störungen in einem kleinen Schutzgebiet wie dem NSG „Doggerbank“ betreffen einen verhältnismäßig großen Anteil am Schutzgebiet.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet. Es ist nicht erkennbar, dass im Gebiet erfolgte Eingriffe im Zusammenhang mit

dem Betrieb einer Gasförderanlage im Bewertungszeitraum zu einer Veränderung des Raum-Zeit-Musters im Schweinswalvorkommen geführt haben. Lärmbedingte Störungen und technische Eingriffe werden in Kap. 6.1.9 und 6.4.13 eingehender diskutiert.

Die Bewertung aller Unterkriterien ist analog zur FFH Bewertung für das Stratum DB. Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (B) und „technische Eingriffe“ mit (B).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (B-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-1)** (BfN 2017).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegt zum überwiegenden Teil im Stratum C_Nord mit geringen Anteilen an den Strata B und C_Süd (Abb. 29). Es liegt im Bereich vermutlich ganzjährig hoher und im Frühjahr und Sommer z. T. sehr hoher Schweinswalddenken (Kap. 3.6.1.2). Es ist Teil des Hauptkonzentrationsgebietes des Schweinswals in der deutschen AWZ der Nordsee. Analog zur FFH-Bewertung auf Ebene des Stratums C_Nord und dem Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium „Zustand der Population“ entsprechend der hohen bis sehr hohen Dichten mit zum Teil regionalen Vorkommenskonzentrationen als gut (B) bewertet. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden regelmäßig zur Fortpflanzungszeit viele Mutter-Kalb-Gruppen mit einem hohen Anteil an den Sichtungen festgestellt (z. B. Viquerat et al. 2015). Bezogen auf das Stratum C_Nord wird das den Zustand der Population kennzeichnende Unterkriterium „Populationsstruktur“ als hervorragend (A) bewertet. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird aufgrund lückenhafter Datenlage nicht bewertet, da eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf Zählgebiete nicht möglich ist. Insgesamt ist das **Kriterium „Zustand der Population“** des Schweinswals auf Basis der Unterkriterien „Vorkommen“ und „Populationsstruktur“ als gut **(B)** zu bewerten, da sich die Gesamtbewertung am schlechtesten Unterkriterium (hier: Vorkommen = (B)) orientiert (Schnitter et al. 2006). Diese Einstufung wird für das gesamte NSG (Bereich I und Komplexgebiet) übernommen.

Das Kriterium „Habitatqualität“ wird in Bezug auf die das Habitat kennzeichnenden Merkmale bewertet (vgl. NSG „Borkum Riffgrund“). Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten nahrungsreicher Fronten- und Auftriebsgebiete. Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ bietet aufgrund seiner natürlichen Hydro- und Morphodynamik sowie der großen Habitatvielfalt des Meeresbodens und der daraus resultierenden guten Bedingungen für verschiedene Fischarten ideale Nahrungs- und Lebensgrundlagen für den Schweinswal. Der Anteil intakter Habitate wird als hoch angenommen. Insgesamt wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** als hervorragend **(A)** bewertet. Auch diese Einstufung gilt für das gesamte NSG.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Zwar ist die Intensität der Stellnetzfisherei im Gebiet vermutlich nur gering (Kap. 4.2.3.2), jedoch werden keine in Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierte Netze eingesetzt. Die Verwendung von Pingern im Gebiet ist gem. Verordnung 812/2004 obligatorisch, so dass angenommen wird, dass diese von Fahrzeugen > 12 m verwendet werden und eine Scheuchwirkung auf Schweinswale ausüben. Darüber hinaus findet im Gebiet eine Industriefischerei auf Sandaale, eine wichtige Beutefischart des Schweinswals, statt (Kap. 4.2.1.2). Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile eine Begleitscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). Somit ist das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) zu bewerten. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9 und 6.6.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt, wie bereits ausführlich beim NSG „Borkum Riffgrund“ erläutert, für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Dies hat auch Auswirkungen auf den Gesundheitszustand (s. o.). Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.9.4 und 6.15.4. Aufgrund der Belastung durch kontinuierliche Schallquellen aus Fischerei und Schiffsverkehr (v. a. im Zusammenhang mit dem Bau und der Wartung von OWP) und impulshaften Schallquellen (v. a. Rammschall beim Bau von OWP) wird lt. Bewertungsschema daher eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorgenommen, v. a. da durch den Bau mehrerer OWP innerhalb und unmittelbar angrenzend an das NSG im Bewertungszeitraum⁹¹ von Auswirkungen auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Schweinswale im NSG auszugehen ist (vgl. Dähne et al. 2013). Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.10.9, 6.12.14 und 6.15.4 eingehender diskutiert.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da die anlagebedingten Auswirkungen des hier bewertungsrelevanten OWP „Butendiek“ auf Schweinswale vernachlässigbar sind.

Die Bewertung der Unterkriterien „Fischerei“, „Umweltbelastungen“ und „Störungen“ erfolgt analog zur FFH-Bewertung für das Stratum C_Nord, während das Unterkriterium „technische Eingriffe“ abweichend mit (B) bewertet wurde. Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C) und „technische Eingriffe“ mit (B). Da sich die Beeinträchtigungen zwischen den Bereichen des NSG nicht wesentlich unterscheiden (allenfalls in Teilen innerhalb der Bereiche), gilt die Bewertung für das gesamte Komplexgebiet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (B-A-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-1)** (BfN 2017).

⁹¹ Rammarbeiten im Bewertungszeitraum 2010–2015: „Nordsee Ost“ 2012–2014, „Meerwind Südost“ 2012–2013, „DanTysk“ 2013, „Amrumbank West“ 2014, „Butendiek“ 2014 (innerhalb des NSG)

3.6.2 Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*)

3.6.2.1 Biologie

Kegelrobbenweibchen werden mit 3 bis 5 Jahren, Männchen frühestens mit 6 Jahren geschlechtsreif, wobei sich Männchen gegen Rivalen in der Kolonie frühestens ab einem Alter von 8 Jahren durchsetzen können, um zur Paarung zu gelangen (Reijnders et al. 1997). Ein signifikanter Anteil der Paarungen erfolgt im Wasser, entweder im Bereich der Liegeplätze oder in größerer Entfernung von der Küste (Van Parijs 2003). Im Gegensatz zum Paarungsverhalten von Seehunden kann eine Paarung aber auch an Land erfolgen (Boness & James 1979, Stirling & Thomas 2003). Die Tragzeit dauert inklusive einer um 3 Monate verzögerten Einnistung des Embryos 11 Monate. Bei den Kegelrobben des Wattenmeerbestandes kommen Jungtiere zwischen November und Februar zur Welt, wobei sich der Höhepunkt der Geburten seit 1985 von Ende Januar auf Mitte Dezember um 5 Wochen verschoben hat (Brasseur et al. 2015b). Die Jungtiere haben in den ersten zwei Lebenswochen noch ein wasserdurchlässiges Embryonalfell (Lanugo), so dass sie meist die ersten drei bis 7 Wochen an Land verbringen. Die Sterblichkeit der Jungen ist besonders hoch und kann in den ersten Lebenswochen in einigen Kolonien bis zu 60% betragen. Dieses u. a. ist abhängig von anthropogenen Störungen, Störungen, die mit der Dichte in der Kolonie assoziiert sind sowie Überflutungen auf tiefgelegenen Sandbänken. Unterernährung wird bei Jungtieren vermehrt festgestellt (Brasseur et al. 2015a). Ein Kegelrobbenweibchen säugt ihr Junges nur 18 Tage lang und fastet in dieser Zeit. Kegelrobben kehren zur Fortpflanzung meist zu ihrer eigenen Geburtsstätte zurück, so dass es vergleichsweise lange dauert, bis sich durch Zuwanderung neue Fortpflanzungskolonien etablieren können (Brasseur et al. 2015b). Insbesondere zur Jungenaufzucht im Winter und zur Zeit des Haarwechsels (Mitte Februar bis Mitte Mai) verbringen Kegelrobben viel Zeit an Land.

Außerhalb dieser Zeit verbringen Kegelrobben einen Großteil ihrer Zeit auf See, vornehmlich zur Nahrungssuche. Als „Central Place Foragers“⁹² führen sie dabei regelmäßige bis zu 5 Tage dauernde Beutezüge in Entfernungen von ca. 40 bis 50 km (maximal 145 km) zum Ruheplatz durch (Thompson et al. 1996, McConnell et al. 1999, Matthiopoulos et al. 2004), die in dieser Größenordnung folglich bis in alle Bereiche der deutschen AWZ der Nordsee reichen können. An der niederländischen Westküste sind Kegelrobben hingegen auf Wanderungen zwischen Deltagebiet und Wattenmeer vor allem küstennah anzutreffen (Aarts et al. 2013). Es wurden Tauchgänge in Wassertiefen über 300 m nachgewiesen (Perrin et al. 2009). Kegelrobben nutzen zum Beutefang vor allem Flachwasserbereiche sowie unterseeische Hänge und Riffe. Sie jagen vorwiegend am Meeresgrund. Das breite Beutespektrum umfasst vor allem benthische und demersale Arten wie Sandaale, dorschartige Fische und Plattfische, daneben in geringeren Anteilen auch pelagische Schwarmfische wie Hering und Sprotte (Thompson et al. 1996, Hammond & Grellier 2006, Brasseur et al. 2010).

⁹² Jagdstrategie, bei der Robben von einem zentralen Ort aus gezielt Nahrungsgebiete mit hohen Beutekonzentrationen aufsuchen.

Kegelrobben erzeugen unter Wasser tieffrequente röhrende oder gutturale Laute sowie Klick- und Klopfg Geräusche bei relativ tiefen Frequenzen (100 Hz bis 3 kHz), die mit Paarung und Fortpflanzung assoziiert sein können, aber nicht ausschließlich in der Paarungszeit auftreten (Asselin et al. 1993, Bagocius 2014). Kegelrobben haben verschiedene Anpassungen des Ohres an das amphibische Hören. Sie können den äußeren Gehörgang, der zum Hören an der Luft nötig ist, beim Tauchen verschließen. Unter Wasser wird Schall v. a. durch die Knochen zum Innenohr geleitet. Über das Hörvermögen von Kegelrobben unter Wasser gibt es bislang keine Untersuchungen. Möglicherweise ist es ähnlich wie beim Seehund (Kap. 0). An der Luft wurde ein gutes Hörvermögen im Frequenzbereich von ca. 3 kHz bis 20 kHz nachgewiesen. Die Hörempfindlichkeit nimmt zu den tieferen und höheren Frequenzen hin stark ab (Ruser et al. 2014).

3.6.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Seit Beginn der Wiederbesiedlung des Wattenmeeres in den 1970er Jahren durch Kegelrobben aus britischen Kegelrobbenkolonien (vor allem von den Farne Islands) hat ihr Bestand in der südlichen Nordsee und im Wattenmeer beständig zugenommen (Brasseur et al. 2015a). Der Wattenmeerbestand (inkl. Helgoland) der Kegelrobben stellt eine offene Population dar, denn er ist eng an die wesentlich größeren Kolonien an der Ostküste Großbritanniens angebunden. Die jährliche Zunahme der Welpenanzahl um ca. 19 % in den Niederlanden bzw. ca. 17 % in Niedersachsen (TSEG 2015a) liegt deutlich über der Rate, die allein aus dem Wattenmeerbestand heraus erklärbar wäre. Etwa ein Drittel der Zunahme beruht auf der Einwanderung subadulter Tiere aus britischen Kolonien (Brasseur et al. 2015b). So wandern nach einem Populationsmodell durchschnittlich 1,3 % der in Großbritannien geborenen Jungtiere in die Kolonien in den Niederlanden ein, wo sie sich nach Erreichen der Geschlechtsreife fortpflanzen. Auch adulte Tiere wandern außerhalb der Fortpflanzungszeit zwischen den Ruheplätzen im Wattenmeer und den britischen Inseln regelmäßig hin und her (Brasseur et al. 2010, 2015b).

Im Rahmen des Trilateralen Monitorings werden Kegelrobben regelmäßig auf den bekannten Wurf- und Ruheplätzen im Wattenmeer und auf Helgoland zur Wurfzeit und zur Zeit des Haarwechsels gezählt. Die in der Zeit des Haarwechsels auf den Liegeplätzen ermittelten Maximalwerte stellen einen Anhaltspunkt für die Bestandszahlen in der deutschen AWZ der Nordsee dar. In der Saison 2014/15 ergab die Zählung 4.521 Tiere (3.544 in den Niederlanden, 213 in Niedersachsen, 121 in Schleswig-Holstein, 555 auf Helgoland und 88 im dänischen Wattenmeer) (TSEG 2015a). Die Bestände wachsen damit weiterhin mit regionalen und saisonalen Schwankungen, die u. a. durch die ausgeprägten Wanderungen der Tiere begründet sind.

Die Datengrundlage für das Vorkommen von Kegelrobben in der deutschen AWZ der Nordsee ist lückenhaft, da auf flugzeuggestützten Zählungen eine sichere Unterscheidung auf Artniveau oft nicht gegeben ist und durch die unregelmäßigen Tauchgänge kein Korrekturfaktor für die Hochrechnung aus den Sichtungsdaten auf die Abundanz vorliegt.

Die Verteilung von Robben auf See wird auf der Grundlage von umfangreichen Sichtsungsdaten modelliert (Herr et al. 2009, Abb. 32) und durch schiffsgestützte Zählungen (Leopold et al. 1997) sowie durch Telemetriedaten besonderer Robben näher beschrieben (Brasseur et al. 2010, Sharples et al. 2012, Jones et al. 2015). Generell nimmt die Dichte von Robben auf See mit der Küstenentfernung ab.

Die in der deutschen AWZ der Nordsee anzutreffenden Kegelrobben haben ihre Ruhe- und Wurfplätze auf den Außensänden, im Wattenmeer und der Helgoländer Düne, aber auch an der Ostküste Großbritanniens. Die bedeutendsten Wurfplätze befinden sich auf dem Jungnamensand südwestlich von Sylt, auf der Helgoländer Düne und der Kachelotplate südwestlich von Juist (Härkönen et al. 2007). Die Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee sind aufgrund des Fehlens von trocken fallenden Liegeplätzen nicht als Reproduktions- und Aufzuchthabitate geeignet, weisen aber eine wichtige Funktion als Nahrungs- und Wanderhabitate auf. Eine besondere Bedeutung kommt daher auch den Migrationsräumen zwischen den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee und dem Wattenmeer bzw. bei Helgoland zu.

NSG „Borkum Riffgrund“

Von den drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee weist das NSG „Borkum Riffgrund“ die zweitgrößte Robbendichte auf, eine Quantifizierung von Abundanzangaben für Kegelrobben in einem speziellen Seegebiet ist jedoch nicht möglich. Funktionell bildet es für Robben eine Einheit mit den benachbarten Schutzgebieten in den Küstengewässern (z. B. Nationalparks „Niedersächsisches Wattenmeer“ und „Hamburgisches Wattenmeer“ sowie NSG „Helgoländer Felssockel“), in denen die Liegeplätze der Kegelrobben liegen. Auch ist ein enger funktioneller Bezug zu weiteren Liegeplätzen im Bereich des niederländischen Natura 2000-Gebietes „Waddenzee“ festzustellen.

Unterseeische Hänge und Riffe sowie sandige Unterwasserbereiche mit reicher Fischfauna, wie die des Borkum Riffgrundes, dienen Kegelrobben als Nahrungshabitat. Die ganzjährige Nutzung des NSG „Borkum Riffgrund“ durch Kegelrobben (vgl. Hansen et al. 2012, Höschle et al. 2011) und das reiche Vorkommen typischer Beutefische wie Sandaale, verschiedenen Plattfischarten, Grundeln, Wittlinge und Kabeljaue (Brasseur et al. 2010) deuten darauf hin, dass dort geeignete Nahrungshabitate für Kegelrobben vorhanden sind. Eine Vielzahl von Liegeplätzen im niedersächsischen und niederländischen Wattenmeer und auf der Helgoländer Düne steht in räumlicher Beziehung zum Schutzgebiet. Von diesen befindet sich die Kachelotplate mit ca. 40 km in der geringsten Entfernung zum NSG „Borkum Riffgrund“ (siehe Abb. 31), so dass das NSG noch in der Entfernung liegt, bis zu der Kegelrobben typischerweise jagen (s. Kap. 3.6.2.1). Weitere Wurf- und Ruheplätze, von denen das NSG „Borkum Riffgrund“ für Kegelrobben auf Nahrungsausflügen gut erreichbar ist, befinden sich in niederländischen Gewässern zwischen Vlieland und Terschelling. Auch auf großräumigen Wanderungen zwischen niederländischem und niedersächsischem Wattenmeer wird das Schutzgebiet regelmäßig durchschwommen (Brasseur et al. 2010).

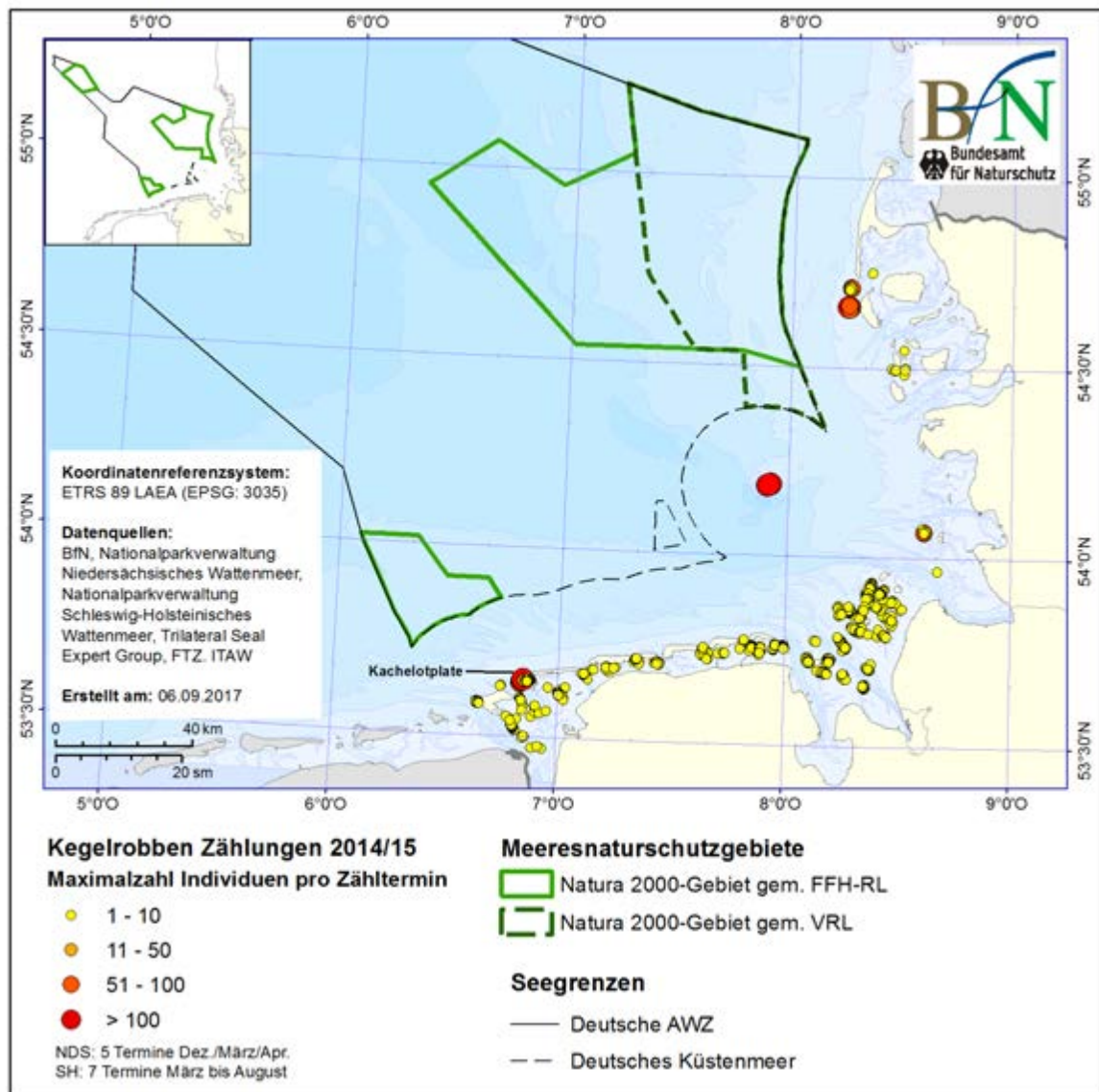


Abb. 31: Darstellung des Kegelrobbenbestandes auf Liegeplätzen an der Nordseeküste für den Winterzeitraum 2014/15.

NSG „Doggerbank“

Regelmäßige Beutezüge von Kegelrobben zur Doggerbank sind aus verschiedenen Telemetriestudien belegt (McConnell et al. 1999, Sharples et al. 2012, Jones et al. 2015). Die Tiere stammen zumeist aus britischen Kolonien. Die große Entfernung des Schutzgebietes zu den Kolonien im Wattenmeer resultiert in einer im Vergleich zu küstennäheren Offshore-Gebieten geringeren Sichtungshäufigkeit im NSG „Doggerbank“. Das von Brasseur et al. (2010) auf Grundlage von Satellitentelemetriedaten und abiotischen Faktoren wie Küstenentfernung, Wassertiefe und Sediment entwickelte Habitatmodell zeigt, dass von Kegelrobben aufgesuchte, weit vor der Küste gelegene Gebiete wie die Friesische Front und die Doggerbank geeignete Nahrungshabitate darstellen. Unterseeische Hänge und sandige Unterwasserbereiche mit reicher Fischfauna wie die sublitoralen Sandbänke im NSG „Doggerbank“ sind charakteristische Nahrungshabitate von Kegelrobben. Eine in den Niederlanden mit einem Sender ausgestattete Kegelrobbe wurde

unmittelbar südlich des NSG „Doggerbank“ in der niederländischen AWZ registriert. Telemetriedaten von Kegelrobben aus deutschen Gewässern liegen nicht vor.

Da die Kegelrobbe kein Schutzgut ist, entfallen eine Darstellung der ökologischen Funktionen und eine Bewertung von Soll- und Ist-Zustand für das NSG „Doggerbank“.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Von den drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee weist das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ die größte Robbendichte auf, eine Quantifizierung von Abundanzangaben für Kegelrobben in einem speziellen Seegebiet ist jedoch nicht möglich. Funktionell bildet das NSG für Kegelrobben eine Einheit mit den benachbarten Schutzgebieten in den Küstengewässern (z. B. Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und NSG „Helgoländer Felssockel“), in denen sich die Liegeplätze der Kegelrobben befinden, die auch in enger räumlicher Beziehung zum NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ stehen. Die Wurf- und Ruheplätze auf dem Jungnamensand und der Helgoländer Düne befinden sich in einer Entfernung von nur 22 km zum NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, das mit seinem reichen Fischvorkommen in Riffen und sublitoralen Sandbänken mit lokalen Auftriebsgebieten eine Vielzahl geeigneter Nahrungshabitate aufweist und noch in der Entfernung liegt, bis zu der Kegelrobben typischerweise jagen (s. Kap. 3.6.2.1).

3.6.2.3 Ökologische Funktionen

Die Kegelrobbe ist durch ihre piscivore Lebensweise in der Nordsee ein Topprädator. Als „Central Place Forager“ nutzt sie lokal konzentrierte Beutevorkommen und unternimmt dazu längere Nahrungsausflüge zwischen den Liegeplätzen auf Sandbänken und z. T. in beträchtlicher Küstenentfernung liegenden Nahrungshabitaten.

Unterseeische Hänge und Riffe sowie sandige Unterwasserbereiche mit reicher Fischfauna, wie im **NSG „Borkum Riffgrund“**, dienen Kegelrobben als Nahrungshabitat. Der Funktionsraum geht weit über das NSG hinaus. Die Ergebnisse einer Studie zur Habitatnutzung von Kegelrobben (Brasseur et al. 2010), die in den Niederlanden mit Satellitensendern ausgerüstet wurden, zeigt darüber hinaus, dass das NSG „Borkum Riffgrund“ auf Wanderungen zwischen dem niederländischen Küstenmeer, dem niedersächsischen Wattenmeer und Helgoland durchschwommen wird und somit als Migrationshabitat dient. Das Gebiet steht daher in enger Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen der Außensände und Wattenmeerinseln im Bereich des niederländischen und niedersächsischen Wattenmeeres sowie auf der Helgoländer Düne. Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten des Wattenmeeres und vor Helgoland über eine Fülle möglichst ungestörter Migrationsräume ist von hoher Bedeutung.

Dem **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** kommt als regelmäßig genutztes Nahrungshabitat mit fischreichen sandigen Hangstrukturen und Riffen in geringer Entfernung zu den Liegeplätzen eine hohe Bedeutung für „Central Place

Forager“ wie der Kegelrobbe zu. Der Funktionsraum geht somit deutlich über das NSG hinaus. Auch hat das NSG auf großräumigen Wanderungen zwischen den Liegeplätzen im Wattenmeer und Helgoland eine wichtige Trittsteinfunktion ebenso bei der Besiedelung des dänischen Wattenmeeres (vgl. TSEG 2015b). Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten des Wattenmeeres und vor Helgoland durch eine Fülle möglichst ungestörter Migrationsräume ist von hoher Bedeutung.

3.6.2.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“

Wie unter dem Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kap. 3.6.2.3) dargelegt, ist das Schutzgebiet ein günstiges *Nahrungshabitat* und kann als Wanderhabitat eine wichtige *Trittsteinfunktion* auf großräumigen Migrationen erfüllen.

Aufgrund der engen Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen der Außensände und Wattenmeerinseln im Bereich des niederländischen und niedersächsischen Wattenmeeres sowie auf der Helgoländer Düne wird die Bedeutung des NSG „Borkum Riffgrund“ für die Nahrungssuche im räumlichen Kontext der biogeografischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Nordsee als hoch eingestuft. **Aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kap. 3.6.2.3) dargelegt, weist das Schutzgebiet eine Vielzahl günstiger *Nahrungshabitate* auf und kann als Wanderhabitat eine wichtige Trittsteinfunktion auf großräumigen Migrationen erfüllen. Von den drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee weist das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ die größte Robbendichte auf. Dies gilt sowohl für den Bereich I als auch für das gesamte Komplexgebiet.

Funktionell bildet das Gebiet eine Einheit mit den benachbarten Schutzgebieten in den Küstengewässern (z. B. Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und NSG „Helgoländer Felssockel“), in denen die Liegeplätze der Kegelrobben liegen. Aufgrund der engen Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen wird die Bedeutung des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ für die Nahrungssuche im räumlichen Kontext der biogeografischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Nordsee als hoch eingestuft. **Aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.6.2.5 Ist-Zustände und Defizite

Für die Kegelrobbe erfolgt die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ auf biogeografischer Ebene, da eine Analyse auf Gebietsebene nicht möglich ist. Eine getrennte textliche Darstellung nach Schutzgebieten entfällt daher. Für die Bewertung

wurden die gleichen Daten und Interpretationen genutzt, die auch Bewertungsgrundlage für den FFH-Bericht (BfN 2013) waren, um eine Bewertung auf der A-B-C-Skala vornehmen zu können.

Das Unterkriterium Populationsstruktur zum Kriterium „Zustand der Population“ mit der Altersgruppen- bzw. Geschlechterzusammensetzung wird in Bezug auf die natürliche Zusammensetzung als gut (B) bewertet. Der in den letzten Jahren sehr stark zunehmende Bestand wird in der FFH-Bewertung als Indiz für einen hervorragenden Gesundheitszustand gewertet. Dementsprechend erfolgt die Einstufung des Gesundheitszustands als hervorragend (A). Insgesamt ist der **„Zustand der Population“** der Kegelrobbe auf Basis der zwei Unterkriterien „Populationsstruktur“ und „Gesundheitszustand“ als gut **(B)** zu bewerten, da sich die Gesamtbewertung am schlechtesten Unterkriterium (hier: Populationsstruktur = (B)) orientiert (Schnitter et al. 2006).

NSG „Borkum Riffgrund“

Beim Kriterium „Habitatqualität“ wird das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen oder Migrationsrouten in andere Teile der Nordsee bzw. andere Schutzgebiete bewertet. Eine Vernetzung mit den Liegeplätzen über ungestörte Migrationsräume ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Nutzbarkeit des Gebietes durch Kegelrobben. Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt im von Kegelrobben typischerweise zur Nahrungssuche aufgesuchten Entfernungsbereich vom Hauptliegeplatz auf der Kachelotplate oder Liegeplätzen bei Terschelling oder Helgoland (Kap. 3.6.2.2) und enthält günstige Nahrungshabitate, v. a. im Bereich von Riffen und Sandbänken. Diese Habitatstrukturen sind mit dem Vorkommen ausreichender, insbesondere fettreicher Nahrungsfische verknüpft, da sie in der deutschen Nordsee im Bereich von Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen vorkommen, die ebenso wie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern das Auftreten von Fronten oder nährstoffreichen Auftriebszonen begünstigen, die durch eine erhöhte Fischdichte gekennzeichnet sind. Der Anteil intakter Habitate sowie die Vernetzung wird als „mittel“ angenommen, da sich verschiedene Beeinträchtigungen in Teilen des NSG qualitätsmindernd auswirken (s. unten). Bei diesen Beeinträchtigungen handelt es sich in erster Linie um Störungen bzw. Vertreibungswirkungen im Bereich des stark befahrenen Verkehrstrennungsgebietes „Terschelling-German Bight“, die dazu führen können, dass Habitate temporär nicht oder nur eingeschränkt genutzt werden können. Daher wird das **Kriterium „Habitatqualität“** nach der modifizierten Methode von Schnitter et al. (2006) mit der Kategorie **(B)** eingestuft (BfN 2017).

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Die Intensität der Stellnetzfisherei und der Schleppnetzfisherei im Gebiet sind nur gering. Allerdings wird eine Industriefischerei auf Sandaal ausgeübt (Kap. 4.2.1.2), der eine wichtige Beute für Kegelrobben darstellt, so dass in dieser Fischereitechnik eine Beeinträchtigung angenommen werden muss. Kegelrobben werden unter anderem in Schleppnetzen und Trammelnetzen beigefangen (Osinga 2012). Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Kegelrobben sich verfangen können, sowie verschluckbare

Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). Über die Beifangrate in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. „Häufig und regelmäßig beeinträchtigende Fischereitechniken“ (Unterkriterium Fischerei) werden gemäß Schnitter et al. (2006) mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9 und 6.6.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Meeresverschmutzung kann das Immunsystem von Robben beeinträchtigen (Ross et al. 1996) und somit Infektionen begünstigen. Kegelrobben haben im Vergleich zu Seehunden eine geringere Anfälligkeit für Infektionen als Folge parasitischer Lungenentzündung (Osinga et al. 2012). Dennoch ist dieses Krankheitsbild bei untersuchten Totfunden vertreten. Darüber hinaus treten Unterernährung bei Jungtieren, verschluckte Gegenstände (z. B. Angelhaken), die zum Verschluss des Verdauungstraktes führen, Beifang und physische Traumata auf. Vor allem im Bereich des stark befahrenen Schifffahrtsweges ist über die nordseeweiten (diffusen) Belastungen hinaus mit zusätzlichen spezifischen Belastungen zu rechnen. Studien belegen weiterhin einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Schifffahrt und Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verstricken können (Kap. 5.5.11). Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 sowie 6.15.4.

Störungen durch Schiffsverkehr treten im Gebiet, vor allem im Bereich der Schifffahrtswege, länger andauernd und häufig auf. In welcher Form genau die Präsenz von fahrenden Schiffen bei Kegelrobben Störungen hervorruft (Stressreaktion, Verhaltensänderung, Meidereaktion etc.), ist nicht untersucht. Zumindest die Auslösung von Stress sowie Maskierung von Kommunikationslauten durch Dauerschall sind wahrscheinlich. Es ist daher anzunehmen, dass Störungen innerhalb der „Zone erhöhter Aufmerksamkeit“ häufiger auftreten. Auch wird möglicherweise das Queren des Schifffahrtsweges auf dem Weg von den Liegeplätzen zum Nahrungshabitat durch die Störungen erschwert. Auffällig ist eine im Vergleich zum selben Entfernungsbereich an der schleswig-holsteinischen Westküste (ohne VTG) verringerte Robbendichte (Abb. 32). Laut Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) angebracht.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ beinhaltet nur die anlagebedingten Auswirkungen der im Gebiet vorhandenen Kabel. Es wird daher als (B) bewertet (nur vernachlässigbare Beeinträchtigungen).

Die „Verlärmung im Nahrungshabitat“ wird mit (C) bewertet, was aus der Intensität und Häufigkeit sowie einem hohen betroffenen Flächenanteil des NSG durch Impulsschall von im Bewertungszeitraum in den unmittelbar nördlich des Gebietes liegenden OWP⁹³ durchgeführten Rammarbeiten sowie während einer 2014 westlich des Gebietes durchgeführten Seismik-Kampagne (Kap. 4.2.6.2) abzuleiten ist. V. a. die lärmintensive Errichtung von OWP (zum Teil ohne Schallminderungsmaßnahmen) in unmittelbarer Nachbarschaft des Gebietes können auch im NSG Auswirkungen auf das Raum-Zeit-Muster der Kegelrobben haben. Lärmbedingte Störungen und technische Eingriffe werden in

⁹³ „Trianel Windpark Borkum I“ 2011–2012, „Borkum Riffgrund I“ 2014, „Gemini“ 2015 (ohne Schallminderung), „Nordsee One“ 2015–2016

Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.9.4, 6.12.14 und 6.15.4 eingehender diskutiert.

Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C), „technische Eingriffe“ mit (B) und „Verlärmung im Nahrungshabitat“ mit (C).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (B-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (0)** (BfN 2017).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Beim Kriterium „Habitatqualität“ wird das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen oder Migrationsrouten in andere Teile der Nordsee bzw. andere Schutzgebiete bewertet. Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegt im von Kegelrobben typischerweise zur Nahrungssuche aufgesuchten Entfernungsbereich von den Liegeplätzen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer und auf der Helgoländer Düne (Kap. 3.6.2.2). Das NSG enthält günstige Nahrungshabitate, v. a. im Bereich von Riffen und Sandbänken. Diese Habitatstrukturen sind mit einem ausreichend großen Vorkommen fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine besondere Bedeutung zukommt. Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitate wird als hoch angenommen. Das **Kriterium „Habitatqualität“** wird demnach als hervorragend **(A)** bewertet. Diese Bewertung gilt für das gesamte Komplexgebiet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse, die für das gesamte Komplexgebiet gilt, da sich die Nutzung in den einzelnen Bereichen des Gebietes nicht grundlegend unterscheidet. Die Intensität der Stellnetzfisherei im Gebiet ist relativ gering (Kap. 4.2.3.2). Die Intensität der mobilen grundberührenden Fischerei ist jedoch hoch (Kap. 4.2.1.2). Die intensiv betriebene Industriefischerei auf Sandaale (Kap. 4.2.1.2) stellt darüber hinaus eine direkte Konkurrenz um wichtige Nahrungsfische der Kegelrobbe dar, die die Beuteverfügbarkeit und damit auch die Habitatqualität verschlechtert. Kegelrobben werden unter anderem in Schleppnetzen und Trammelnetzen beigefangen (Osinga 2012). Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Kegelrobben sich verfangen können, sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). Über die Beifangrate in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. „Häufig und regelmäßig beeinträchtigende Fischereitechniken“ werden gemäß Schnitter et al. (2006) mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9 und 6.6.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt, wie bereits ausführlich beim NSG „Borkum Riffgrund“ erläutert, für die gesamte deutsche Nordsee mit (C), insbesondere da die Tiere auf ihren Wanderungen die gesamte Nordsee durchqueren können. Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt

in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.7.4.

Regelmäßig auftretende Störungen sind vor allem im Bereich der Schifffahrt und Fischerei, aber auch bei der Sand- und Kiesgewinnung zu suchen. Die Fischerei und die Schifffahrt führen im NSG zu häufigeren Störungen innerhalb der „Zone erhöhter Aufmerksamkeit“. Laut Bewertungsschema wird daher eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorgenommen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ beinhaltet nur die anlagebedingten Auswirkungen der im Gebiet vorhandenen Kabel und des OWP „Butendiek“. Diese Beeinträchtigungen werden als (B) bewertet.

Der Bau von OWP und insbesondere die Gründung der Fundamente mithilfe von Impulsrammungen führen bei Kegelrobben wahrscheinlich zu einer großräumigen Vertreibungswirkung und zu einer Verlärmung im Nahrungshabitat. Dies wird aus einer britischen Untersuchung an Seehunden abgeleitet (Russell et al. 2016), da an Kegelrobben keine entsprechenden Untersuchungen durchgeführt worden sind. Schallminderungsmaßnahmen verringern die Vertreibungswirkung beträchtlich. Dennoch ist anzunehmen, dass die Errichtung von OWP im NSG und seiner Umgebung im Bewertungszeitraum⁹⁴ aufgrund der Intensität und Dauer zeitweise zu Auswirkungen auf die räumliche und zeitliche Verteilung von Kegelrobben geführt hat. Zu den OWP findet darüber hinaus auch nach Abschluss der Errichtungsarbeiten dauerhaft ein intensiver Verkehr von Servicefahrzeugen statt, der zum großen Teil auch durch das NSG führt, was in Teilen des NSG zu Verlärmung und vermutlich ebenfalls zu Störungen führt. Sowohl Bauarbeiten als auch eine Vielzahl von Servicefahrzeugen können sich durch Meideverhalten und Maskierung auch auf die Habitatnutzung auswirken. Die „Verlärmung im Nahrungshabitat“ wird daher mit (C) bewertet, was sich aus einer hohen Intensität und Häufigkeit der oben genannten akustischen Störquellen ergibt. Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.10.9, 6.12.14 und 6.15.4 eingehender diskutiert.

Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C), „technische Eingriffe“ mit (B) und „Verlärmung im Nahrungshabitat“ mit (C).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (B-A-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (0)** (BfN 2017).

⁹⁴ Rammarbeiten im Bewertungszeitraum 2010–2015: „Nordsee Ost“ 2012–2014, „Meerwind Südost“ 2012–2013, „DanTysk“ 2013, „Amrumbank West“ 2014, „Butendiek“ 2014 (innerhalb des NSG)

3.6.3 Seehund (*Phoca vitulina*)

3.6.3.1 Biologie

Die Seehunde des Wattenmeeres stellen eine von sechs weitgehend geschlossenen Populationen in Europa dar und werden auf Basis genetischer Untersuchungen einer separaten Managementeinheit mit einer eigenen Populationsdynamik⁹⁵ zugerechnet (Perrin et al. 2009, Olsen et al. 2014). Allerdings unternehmen sowohl junge als auch ausgewachsene Tiere ausgedehnte Wanderungsbewegungen zwischen den Verbreitungsgebieten der Populationen. Die benachbarten Populationen finden sich an der englischen Ostküste und im westlichen Skandinavien.

Seehunde halten sich in erster Linie in der Fortpflanzungs- und Fellwechselperiode (Juni–September) längere Zeit auf Sandbänken, Stränden oder Inseln auf (Reijnders et al. 1997).

Die meist über längere Zeiträume von ausgewachsenen Seehunden regelmäßig aufgesuchten Nahrungsgebiete, oft Sandbänke oder Riffe in 10–50 m Tiefe, liegen bis zu 70 km von ihren Ruheplätzen entfernt, meist in einer Küstenentfernung von 20–40 km (Thompson & Miller 1990, Thompson et al. 1996, Tollit et al. 1998, Adelung et al. 2004, 2007, Cunningham et al. 2009). Als „Central Place Forager“ unternehmen Tiere aus dem Wattenmeer bis zu mehrere Tage lange Beutezüge (durchschnittlich 4,6 Tage, max. 15,3 Tage) vor allem seewärts der Inseln. Die auf Helgoland heimischen Tiere unternehmen häufigere und kürzere Wanderungen in ihre Nahrungshabitate (Adelung et al. 2007).

Seehunde können sowohl im Wasser als auch an Land gut sehen. Ihre Augen sind durch spezielle Anpassungen sehr lichtempfindlich und daher auch für trübe Gewässer geeignet (Hanke et al. 2009). Ihre Beute nehmen sie vor allem mithilfe ihrer Vibrissen (Schnurrhaare) wahr (Dehnhardt & Bleckmann 1998). Saisonal als Folge variabler Beuteverfügbarkeit, aber auch individuell zwischen einzelnen Tieren oder Kolonien, ergeben sich Unterschiede im Beutespektrum. Dazu gehören pelagische Fischarten wie Hering oder benthische Arten wie Plattfische, Dorschartige, Grundeln und Sandaale (Schwarz & Heidemann 1994, Tollit et al. 1998, Orthmann 2000, Adelung et al. 2004). Die in der deutschen Nordsee nachgewiesene maximale Tauchdauer betrug 13,5 Minuten, die maximale Tauchtiefe ca. 60 m (Adelung et al. 2004, 2007).

Seehunde werden im Alter von drei bis fünf Jahren geschlechtsreif. Sie bringen nach einer Tragzeit von 10,5–11 Monaten (inklusive einer um 2 Monate verzögerten Einnistung des Embryos) zwischen Mai und Ende Juli jedes Jahr ein Junges zur Welt (Reijnders et al. 1997, Perrin et al. 2009). Die Jungensterblichkeit schwankt sehr stark (in der Nordsee zwischen 33 und 60 %). Seehundwelpen werden drei bis sechs Wochen lang gesäugt. Nach der Geburt können sie bereits schwimmen. Weibchen bleiben in dieser Zeit in der Nähe der Jungen. Ab Mitte Juli beginnt die Paarungszeit. Im Gegensatz zu Kegelrobben erfolgt die Paarung im Wasser. Stirling & Thomas (2003) vermuten, dass das unter

⁹⁵ d. h. anders als bei Kegelrobben des Wattenmeeres weitgehend ohne Zuwanderung aus anderen Regionen

Wasser festgestellte akustische Repertoire von Seehunden fast ausschließlich im Zusammenhang mit der Paarung und Fortpflanzung steht.

Seehunde haben unter Wasser ein gutes Hörvermögen bis etwa 50 kHz, das zu höheren Frequenzen hin stark nachlässt (Kastelein et al. 2009). An der Luft hören Seehunde nur Frequenzen bis etwa 16 kHz (Au & Hastings 2008). Seehunde haben verschiedene Anpassungen des Ohres an das amphibische Hören. Sie können den äußeren Gehörgang, der zum Hören an der Luft nötig ist, beim Tauchen verschließen. Unter Wasser wird Schall v. a. durch die Knochen zum Innenohr geleitet.

3.6.3.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Im Rahmen des Trilateralen Wattenmeer Monitorings (DK, DE, NL) werden Seehunde regelmäßig zur Wurfzeit und zur Zeit des Haarwechsels auf den bekannten Wurf- und Ruheplätzen im Wattenmeer und auf Helgoland gezählt. Die in der Zeit des Haarwechsels auf den Liegeplätzen ermittelten Maximalwerte stellen einen Anhaltspunkt für die Bestandszahlen in der deutschen AWZ der Nordsee dar. Im Jahr 2015 ergab die Zählung 26.435 Tiere: 7.666 in den Niederlanden, 7.627 in Niedersachsen/Hamburg, 8.293 in Schleswig-Holstein und 2.849 im dänischen Wattenmeer (TSEG 2015b). Seit 1975 wird ein generell zunehmender Bestandstrend beobachtet. Dieser Trend wurde durch zwei Ausbrüche der Seehundsstaupe 1988 und 2002 unterbrochen, denen jeweils etwa die Hälfte des Bestandes zum Opfer fiel. Im Herbst 2014 wurden in Dänemark und Schleswig-Holstein erneut ca. 3.400 tote Seehunde gefunden, während es in Niedersachsen und den Niederlanden nur ca. 450 Tiere waren, die allerdings an einer Influenza A Epidemie gestorben sind.

Die Datengrundlage für das Vorkommen von Seehunden in der deutschen AWZ der Nordsee ist lückenhaft, da auf flugzeuggestützten Zählungen eine sichere Unterscheidung auf Artniveau oft nicht möglich ist. Die Verteilung und Dichte von Robben auf See (d. h. Seehunde und Kegelrobben) wurde durch eine Fülle von Sichtungsdaten modelliert (Leopold et al. 1997, Herr et al. 2009) und durch Telemetriedaten besonderer Robben näher beschrieben (z. B. Adelung et al. 2007, Tougaard et al. 2006, 2008, Brasseur et al. 2010). Generell nimmt die Dichte von Robben auf See mit der Küstenentfernung ab.

Herr et al. (2009) führten eine Modellierung der Dichte⁹⁶ für die gesamten deutschen Gewässer der Nordsee durch, bei der die beiden Robbenarten nicht unterschieden wurden. Aufgrund der im Vergleich zu Kegelrobben wesentlich größeren Abundanz von Seehunden in deutschen Robbenkolonien ist dies v. a. als Näherung für die Verteilung von Seehunden auf See anzusehen. Ein auffälliges Muster ist, dass der Bereich relativer Robbendichten von 0,02–0,03 Ind./km² (hellblaue Bereiche in Abb. 32) vor der Küste Schleswig-Holsteins deutlich weiter auf See herausreicht als vor der niedersächsischen Küste. Ein Zusammenhang mit dem Verkehrstrennungsgebiet nördlich der ostfriesischen Inseln oder einer besonders guten Habitateignung im Bereich des Sylter Außenriffs und der Amrumbank ist denkbar.

⁹⁶ nicht korrigiert um tauchende Individuen, die auf Zählflügen nicht gesichtet werden konnten

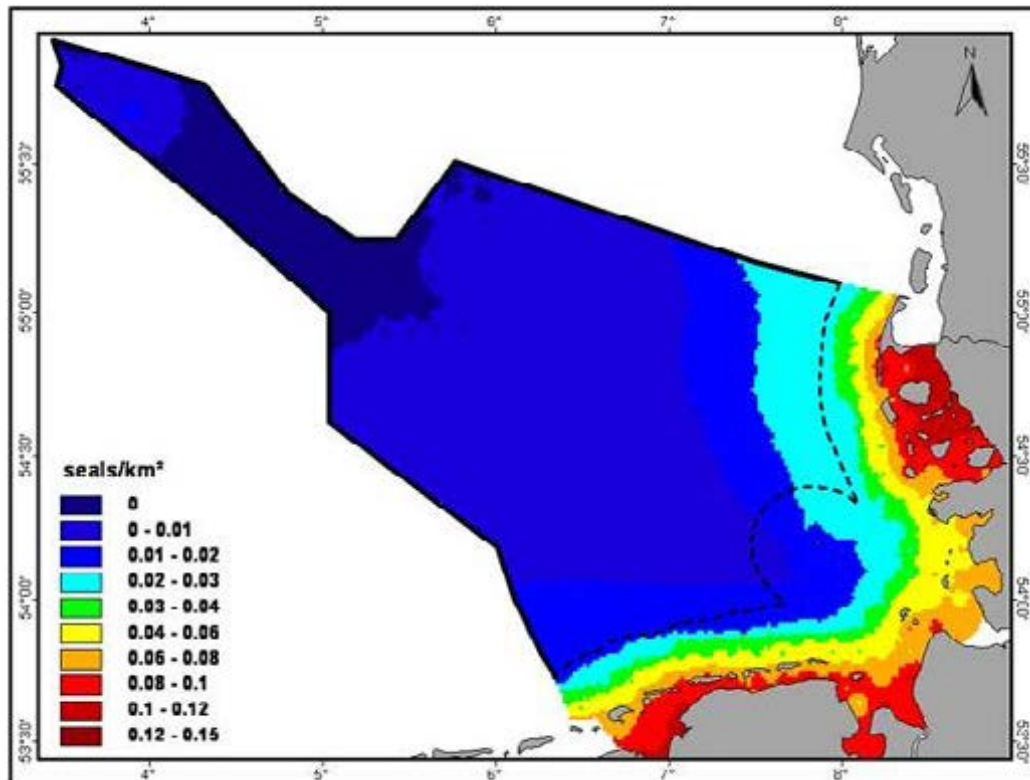


Abb. 32: Modellierung der relativen Robbendichte (Seehunde und Kegelrobben) in deutschen Nordseegewässern.

Vorhersagemodell auf Basis von Sichtungen und erfassten Umweltparametern (aus: Herr et al. 2009).

Die in der deutschen AWZ der Nordsee anzutreffenden Seehunde haben ihre Ruhe- und Wurfplätze auf den Außensänden, im Wattenmeer und auf Helgoland (Kap. 0). Die Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee sind aufgrund des Fehlens von trockenfallenden Liegeplätzen nicht als Reproduktions- und Aufzuchthabitate geeignet, weisen aber eine wichtige Funktion als Nahrungs- und Wanderhabitate auf. Eine besondere Bedeutung kommt daher auch den Migrationsräumen zwischen den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee und dem Wattenmeer bzw. bei Helgoland zu.

Riffe und ständig wasserbedeckte Sandbänke stellen ein bevorzugtes Nahrungshabitat für Seehunde dar (Thompson & Miller 1990). Seehunde ernähren sich opportunistisch, zu ihren Hauptbeuteorganismen in der Nordsee gehören Plattfische, Kabeljau, Grundeln und Sandaal (Kap. 0). Die in den NSG vorzufindenden Fischarten passen somit in das Nahrungsspektrum des Seehunds, aufgrund der gleichzeitig geringeren Wassertiefen stellen sie daher wie beschrieben wichtige Nahrungshabitate dar.

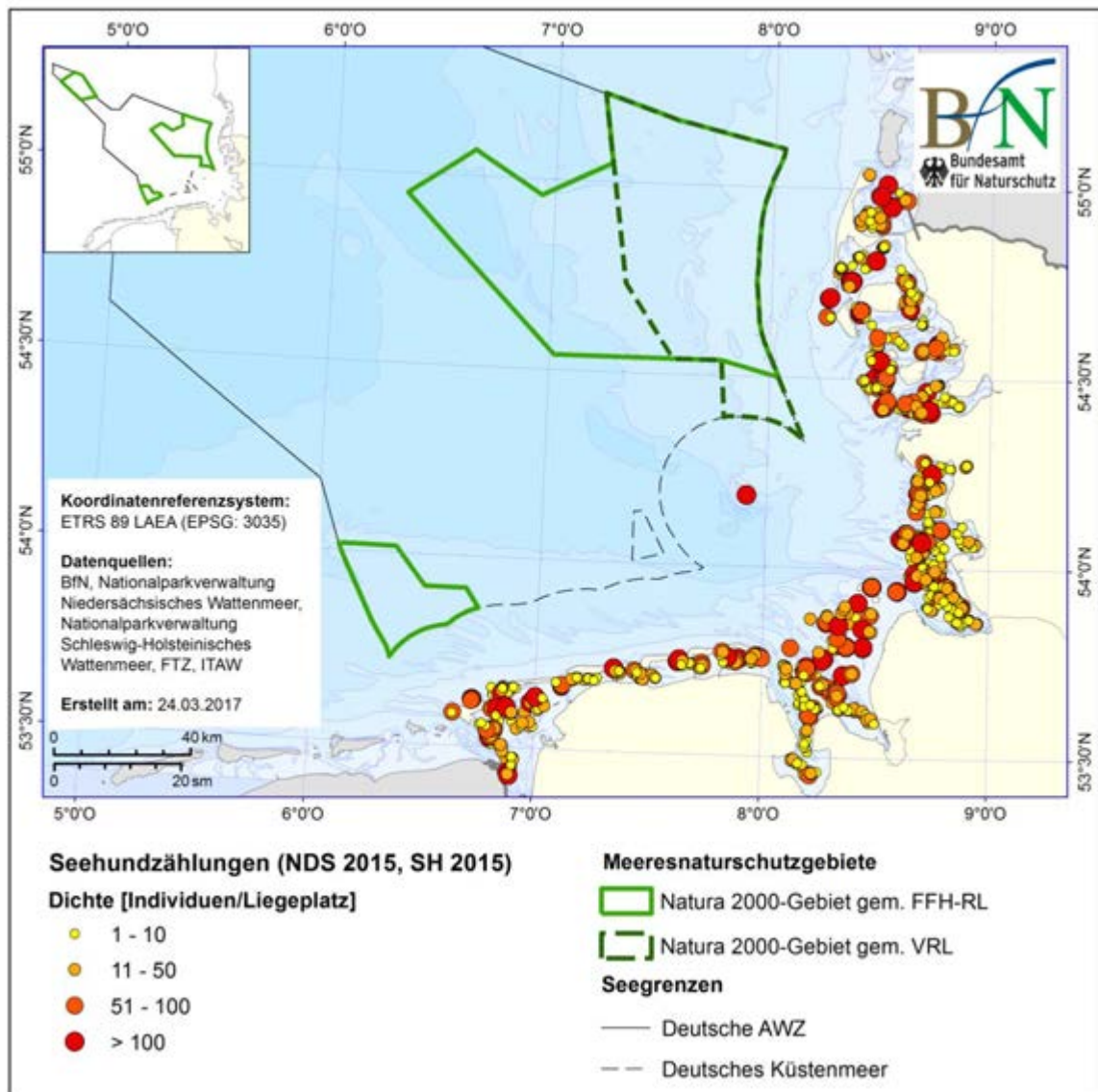


Abb. 33: Darstellung des Seehundbestandes auf Liegeplätzen an der Nordseeküste für das Jahr 2015.

NSG „Borkum Riffgrund“

Die in der deutschen AWZ der Nordsee anzutreffenden Seehunde haben ihre Liegeplätze auf den Außensänden, entlang der Strände und Sandbänke im Wattenmeer und auf der Helgoländer Düne. In Abb. 33 ist das Seehundvorkommen auf den Liegeplätzen der deutschen Nordseeküste dargestellt. Durch den Vergleich mit Daten aus mehreren Telemetriestudien (zusammenfassende Darstellung in: Reijnders et al. 2010) wird ersichtlich, dass eine Vielzahl von Liegeplätzen in räumlicher Beziehung zum NSG „Borkum Riffgrund“ steht. Das Gebiet ist von den nur ca. 30 km entfernten Kolonien im Bereich der Insel Juist und in der Außenems gut erreichbar. Die ganzjährige Nutzung des NSG „Borkum Riffgrund“ durch Seehunde konnte durch Befliegungen (Höschle et al. 2011, Hansen et al. 2012) belegt werden. Das Vorhandensein von Riffen und Sandbänken mit einer großen biologischen Vielfalt deutet darauf hin, dass dort geeignete Nahrungshabitate für Seehunde vorhanden sind. Die Robbendichte im Gebiet selbst ist nur

gering (Abb. 32, Herr et al. 2009). Eine genaue Abundanzangabe von Seehunden im Gebiet ist nicht möglich.

NSG „Doggerbank“

Die geringe Wassertiefe und große biologische Vielfalt des NSG „Doggerbank“ zeichnet das Gebiet als gutes Nahrungshabitat aus. Jedoch wird das Gebiet auf Grund seiner großen Entfernung zu den Liegeplätzen auf Inseln und Sandbänken von Seehunden der Wattenmeerpopulation vermutlich nur selten genutzt (vgl. Reijnders et al. 2010). Auf Grund der geringen Anzahl an Robbensichtungen bei einer Flug-Erfassung im Jahr 2011 (15 Tiere) konnte keine Angabe zur Dichte im Gebiet NSG „Doggerbank“ gemacht werden (Gilles et al. 2012a). Bei einer auf Basis einer deutlich größeren Anzahl von Daten aus der gesamten deutschen AWZ der Nordsee durchgeführten Dichtemodellierung, bei der die beiden Robbenarten nicht unterschieden wurden, ergab sich eine nur geringe, aber gegenüber umliegenden Bereichen erhöhte Dichte (Herr et al. 2009).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ steht in enger räumlicher Beziehung mit den Liegeplätzen auf Helgoland und dem dänischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Dies wird durch die Ergebnisse verschiedener Telemetriestudien belegt (zusammenfassende Darstellung in: Reijnders et al. 2010).

Seehunde bevorzugen als Nahrungsgründe Gebiete mit Riffen oder Sandbänken in 10–50 m Tiefe und Gebiete in einer Entfernung von bis zu 30–40 km von ihren Liegeplätzen (Kap. 0). Beide Charakteristika liegen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vor. Von allen drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee weist das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ die größten Dichten an Robben auf (Herr et al. 2009). Bei mit zunehmender Küstenentfernung abnehmenden Dichten ergeben sich im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ mittlere Dichten von bis zu 0,03 Ind./km². Zwar lassen sich die Sichtungen nicht auf Artniveau bestimmen, jedoch ist aufgrund der Nähe zu bedeutenden Seehundliegeplätzen und der insgesamt im schleswig-holsteinischen Wattenmeer im Vergleich zu Kegelrobben deutlich höheren Abundanz wahrscheinlich, dass es sich bei der Mehrzahl der im Gebiet gesichteten Robben um Seehunde handelt. Eine genaue Abundanzangabe von Seehunden im Gebiet ist nicht möglich.

3.6.3.3 Ökologische Funktionen

Der Seehund ist durch seine piscivore Lebensweise in der Nordsee ein Topprädator. Als „Central Place Forager“ nutzt er lokal konzentrierte Beutevorkommen und unternimmt dazu längere Nahrungsausflüge zwischen den Liegeplätzen auf Sandbänken und z. T. in beträchtlicher Küstenentfernung liegenden Nahrungshabitaten.

Die Ergebnisse verschiedener Telemetriestudien von Seehunden (Darstellung in Reijnders et al. 2005) belegen, dass das **NSG „Borkum Riffgrund“** regelmäßig als Nahrungshabitat dient. Unterseeische Hänge und Riffe sowie sandige Unterwasserbereiche mit reicher Fischfauna, wie die des Borkum Riffgrundes, bieten dafür beste Voraussetzungen und sind im Gebiet reich vertreten. Der Funktionsraum geht deutlich über das NSG hinaus. Die räumliche Nähe bedeutender Ruhe- und Wurfplätze auf den Außensänden und Inseln des niedersächsischen und niederländischen Wattenmeeres führt zu einer engen Verzahnung der Lebensräume. Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten des Wattenmeeres und vor Helgoland über möglichst ungestörte Migrationsräume ist von besonderer Bedeutung. Auch erfüllt das NSG auf großräumigen Wanderungen vermutlich eine wichtige Trittsteinfunktion als Migrationshabitat.

Seehunde nutzen das **NSG „Doggerbank“** vermutlich als Trittstein auf langen Wanderungen und somit als Migrationshabitat. Der Funktionsraum geht somit weit über das NSG hinaus. Als Nahrungshabitat wird das NSG „Doggerbank“ von Seehunden, die ihre Ruheplätze im Wattenmeer und Helgoland haben, vermutlich zwar genutzt, aber aufgrund seiner großen Küstenentfernung wohl weniger regelmäßig aufgesucht als die beiden küstennäheren NSG (vgl. Abb. 32, Herr et al. 2009). Wanderungen von auf der dänischen Insel Rømø im Jahr 2002 besenderten Seehunden führen auch in den Bereich der nordöstlichen Hänge der Doggerbank mit ihren produktiven Auftriebsgebieten (Darstellung in Reijnders et al. 2005). Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten des Wattenmeeres und vor Helgoland über möglichst ungestörte Migrationsräume ist von hoher Bedeutung.

Von den drei NSG in der deutschen AWZ weist das **NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** die größte Robbendichte auf (vgl. Abb. 32, Herr et al. 2009). Die Ergebnisse verschiedener Telemetriestudien von Seehunden (Darstellung in Reijnders et al. 2005) belegen, dass das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ganzjährig als Nahrungshabitat dient. Der Funktionsraum geht weit über das NSG hinaus. Die Nahrungsausflüge der auf der dänischen Insel Rømø im Jahr 2002 und bei Westerhever 2002/2003 besenderten Seehunde führen in den Bereich des NSG. Unterseeische Hänge und Riffe sowie sandige Unterwasserbereiche mit reicher Fischfauna bieten dafür beste Voraussetzungen. Auch wirkt sich die relativ geringe Küstenentfernung positiv aus. Eine genaue Abundanzangabe von Seehunden im NSG ist nicht möglich. Jedoch legt die große Anzahl von Seehunden auf den Ruheplätzen im benachbarten schleswig-holsteinischen Wattenmeer (ca. ein Drittel der gesamten Wattenmeerpopulation) nahe, dass das Gebiet ein bedeutendes Nahrungsgebiet für Seehunde der Wattenmeerpopulation darstellt. Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten des Wattenmeeres und vor Helgoland über verschiedene möglichst ungestörte Migrationsräume ist von herausragender Bedeutung. Seehunde nutzen das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ weiterhin als Migrationshabitat auf größeren Wanderungen.

3.6.3.4 Soll-Zustände

NSG „Borkum Riffgrund“

Wie unter dem Abschnitt **Ökologische Funktionen** (Kap. 3.6.2.3) dargelegt, ist das Schutzgebiet ein günstiges *Nahrungshabitat* und kann als Wanderhabitat eine wichtige *Trittsteinfunktion* auf großräumigen Migrationen erfüllen.

Aufgrund der engen Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen der Außensände und Wattenmeerinseln im Bereich des niederländischen und niedersächsischen Wattenmeeres wird die Bedeutung des NSG „Borkum Riffgrund“ für die Nahrungssuche im räumlichen Kontext der biogeografischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Nordsee als hoch eingestuft. **Aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

NSG „Doggerbank“

Wie unter dem Abschnitt **Ökologische Funktionen** (Kap. 3.6.2.3) dargelegt, ist das Schutzgebiet ein günstiges *Nahrungshabitat* und kann als Wanderhabitat eine wichtige *Trittsteinfunktion* auf großräumigen Migrationen erfüllen.

Aufgrund der großen Entfernung von den Ruhe- und Wurfplätzen der Außensände und Wattenmeerinseln sowie auf der Helgoländer Düne wird die Bedeutung des NSG „Doggerbank“ für die Nahrungssuche im räumlichen Kontext der biogeografischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Nordsee als mittel eingestuft. **Aufgrund der mittleren Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt **Ökologische Funktionen** (Kap. 3.6.3.3) dargelegt, stellt das Schutzgebiet v. a. auf Grund der Ernährungsstrategie der Seehunde („Central Place Forager“, Nutzung v. a. von Nahrungshabitaten mit in einer Küstenentfernung von 20–40 km; Kap. 3.6.3.1) ein *wichtiges Nahrungshabitat für die Wattenmeerpopulation* des Seehundes dar und kann als Wanderhabitat eine wichtige *Trittsteinfunktion* auf großräumigen Migrationen erfüllen. Von den drei Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee weist das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ die größte Robbendichte auf und stellt zusammen mit dem östlich benachbarten Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ einen Vorkommensschwerpunkt für die lokale Population in der biogeografischen Region der deutschen Nordsee dar. Dies gilt sowohl für den Bereich I als auch für das gesamte Komplexgebiet.

Funktionell bildet das Gebiet eine Einheit mit den benachbarten Schutzgebieten in den Küstengewässern (z. B. Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und NSG „Helgoländer Felssockel“), in denen die Liegeplätze der Seehunde liegen. Aufgrund der geringen Entfernung zu und damit engen Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen sowie der sehr großen Anzahl von Seehunden auf den Ruheplätzen im benachbarten schleswig-holsteinischen Wattenmeer (ca. ein Drittel der gesamten Wattenmeerpopulati-

on) wird die Bedeutung des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ für die Nahrungssuche im räumlichen Kontext der biogeografischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Nordsee als sehr hoch eingestuft. **Aufgrund der sehr hohen Bedeutung des Gebietes wird für das gesamte Komplexgebiet der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Der Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, nach denen für den Bereich I des Schutzgebietes u. a.

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung *natürlicher* Gegebenheiten in Bezug auf Bestandsdichte, räumlich-zeitliche Verbreitung und genetische Austauschmöglichkeiten mit Beständen außerhalb des Gebietes sowie im Hinblick auf die Bestände der Nahrungsorganismen,
- die *weitgehende Freiheit* des Gebietes von Störungen und *Nicht-Beeinträchtigung* durch Verschmutzungen,
- *unzerschnittener* Habitate und Migrationsmöglichkeiten in dänische Gewässer, in das Schweinswalschutzgebiet des Landes Schleswig-Holstein und in die Schutzgebiete des Wattenmeeres und vor Helgoland

gefordert werden.

3.6.3.5 Ist-Zustände und Defizite

Für den Seehund erfolgt die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ auf biogeografischer Ebene, da der Bestand an der deutschen Nordseeküste als ein Vorkommen zu betrachten ist und eine Analyse auf Gebietsebene nicht möglich ist. Eine getrennte textliche Darstellung nach Schutzgebieten entfällt daher. Für die Bewertung wurden die gleichen Daten und Interpretationen genutzt, die auch Bewertungsgrundlage für den FFH-Bericht (BfN 2013) waren, um eine Bewertung auf der A-B-C-Skala vornehmen zu können.

Das Unterkriterium Populationsstruktur zum Kriterium „Zustand der Population“ mit der Altersgruppen- bzw. Geschlechterzusammensetzung wird in Bezug auf die Natürlichkeit mit hervorragend (A) bewertet. Das steile Populationswachstum und die schnelle Erholung von starken Bestandseinbrüchen um jeweils fast die Hälfte durch zwei Staupe-Epidemien 1988 und 2002 belegen eine hohe Fruchtbarkeit der Tiere und Widerstandsfähigkeit (Resilienz) der Bestände. Unmittelbar nach der Staupeepidemie 2002 war die Populationsstruktur stark gestört (ein hoher Anteil adulter Weibchen durch höhere Mortalität adulter Männchen), wodurch das schnelle Populationswachstum in den ersten Jahren nach der Epidemie erklärt wird. Mit der Zeit normalisierte sich die Populationsstruktur wieder (Reijnders et al. 2009) und ist derzeit in einem hervorragenden Zustand (A). Der zunehmende Bestand wird in der FFH-Bewertung als Indiz für einen hervorragenden Gesundheitszustand gewertet. Dementsprechend erfolgt die Einstufung des Gesundheitszustands als hervorragend (A). Im Herbst 2014 fielen in Schleswig-Holstein ca. 2.100 Seehunde und in Niedersachsen ca. 330 Seehunde einer Influenza A Epidemie zum Opfer. Gemessen an den Maximalzahlen während der Zählungen zur Haarwechsel-

periode betraf dies in Schleswig-Holstein ca. 25 % und in Niedersachsen ca. 4 % des lokalen Bestandes (vgl. TSEG 2015b). Trotz der z. T. hohen Verlustrate durch die Influenza A Epidemie erfolgt die Bewertung mit (A), da diese nur ein einzelnes Jahr des Bewertungszeitraums 2010–2015 betraf und insgesamt nur einen moderaten Einfluss auf den Seehundsbestand hatte (TSEG 2015b). Insgesamt ist der „**Zustand der Population**“ des Seehunds in allen drei NSG auf Basis der zwei Unterkriterien „Populationsstruktur“ und „Gesundheitszustand“ als hervorragend (**A**) zu bewerten, da beide Unterkriterien mit (A) bewertet werden.

NSG „Borkum Riffgrund“

Beim Kriterium „Habitatqualität“ wird das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen oder Migrationsrouten in andere Teile der Nordsee bzw. andere Schutzgebiete bewertet. Eine Vernetzung mit den Liegeplätzen über ungestörte Migrationsräume ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Nutzung des NSG durch Seehunde.

Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt innerhalb eines für Seehunde typischerweise während der Nahrungssuche abgedeckten Radius von den Kolonien im niedersächsischen Wattenmeer und die im Gebiet vorhandenen günstigen Nahrungshabitate werden von Seehunden regelmäßig aufgesucht (Kap. 3.6.3.2). Diese Habitatstrukturen sind mit einem ausreichend großen Vorkommen fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine besondere Bedeutung zukommt. Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitate sowie die Vernetzung wird als „mittel“ angenommen, da sich verschiedene Beeinträchtigungen in Teilen des NSG qualitätsmindernd auswirken (s. unten). Bei diesen Beeinträchtigungen handelt es sich in erster Linie um Störungen bzw. Vertreibungswirkung im Bereich des stark befahrenen Verkehrstrennungsgebietes „Terschelling-German Bight“, die dazu führen können, dass Habitate temporär nicht oder nur eingeschränkt genutzt werden können. So ist die Dichte im Vergleich zu anderen Gebieten in derselben Küstenentfernung nur gering. Daher wird das **Kriterium „Habitatqualität“** nach der modifizierten Methode von Schnitter et al. (2006) mit der Kategorie (**B**) eingestuft (BfN 2017).

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Die Intensität der Stellnetzfisherei und der Schleppnetzfisherei im Gebiet ist nur gering. Allerdings wird eine Industriefischerei auf Sandaal ausgeübt (Kap. 4.2.1.2), der eine wichtige Beute für Seehunde darstellt, so dass in dieser Fischereitechnik eine Beeinträchtigung angenommen werden muss. Über Beifang von Seehunden in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. Seehunde werden unter anderem in Schollennetzen beigefangen (Osinga 2012). Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Seehunde sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). „Häufig und regelmäßig beeinträchtigende Fischereitechniken“ werden gemäß Schnitter et al. (2006) mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung

wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.7.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Umweltschadstoffe können bei Seehunden zu Beeinträchtigungen des Immunsystems führen (Ross et al. 1996), so dass die Ursache für Infektionen häufig in der Meeresverschmutzung zu suchen ist. Vor allem im Bereich des stark befahrenen Schifffahrtsweges ist über die nordseeweiten (diffusen) Belastungen hinaus mit zusätzlichen Belastungen zu rechnen. Studien belegen weiterhin einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Schifffahrt und Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verstricken können (Kap. 5.5.11). Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4, 6.7.4 sowie 6.15.4.

Störungen treten im Gebiet, vor allem im Bereich der Schifffahrtswege, länger andauernd und häufig auf. In welcher Form die Präsenz von fahrenden Schiffen bei Seehunden Störungen hervorruft (Stressreaktion, Verhaltensänderung, Meidereaktion, Maskierung etc.), ist nicht untersucht. Zumindest die Auslösung von Stress sowie Maskierung von Kommunikationslauten durch Dauerschall sind wahrscheinlich. Es ist anzunehmen, dass Störungen innerhalb der „Zone erhöhter Aufmerksamkeit“ häufiger auftreten. Auch wird möglicherweise das Queren des Schifffahrtsweges auf dem Weg von den Liegeplätzen zum Nahrungshabitat erschwert (s. o.). Auffällig ist eine im Vergleich zum selben Entfernungsbereich an der schleswig-holsteinischen Westküste (ohne VTG) verringerte Robbendichte (Abb. 32). Laut Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) angebracht.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ beinhaltet nur die anlagebedingten Auswirkungen der im Gebiet vorhandenen Kabel. Es wird daher als (B) bewertet (nur vernachlässigbare Beeinträchtigungen).

Die „Verlärmung im Nahrungshabitat“ resultiert aus der Schifffahrt und dem Impulsschall von im Bewertungszeitraum in den unmittelbar an das Gebiet angrenzenden OWP⁹⁷ – z. T. ohne Schallminderungsmaßnahmen – durchgeführten Rammarbeiten sowie während einer 2014 westlich des Gebietes durchgeführten Seismik-Kampagne (Kap. 4.2.6.2). Das Unterkriterium „Verlärmung im Nahrungshabitat“ wird gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet, was sich aus der Intensität und Häufigkeit der Schallemissionen sowie einem hohen betroffenen Flächenanteil des NSG ergibt. Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.9.4, 6.12.14 und 6.15.4 eingehender diskutiert.

Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C), „technische Eingriffe“ mit (B) und „Verlärmung im Nahrungshabitat“ mit (C).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (A-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (0)** (BfN 2017).

⁹⁷ „Trianel Windpark Borkum I“ 2011–2012, „Borkum Riffgrund I“ 2014, „Gemini“ 2015 (ohne Schallminderung), „Nordsee One“ 2015–2016

NSG „Doggerbank“

Beim Kriterium „Habitatqualität“ wird das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen oder Migrationsrouten in andere Teile der Nordsee bzw. andere Schutzgebiete bewertet. Die geringe Tiefe und große biologische Vielfalt des NSG „Doggerbank“ sowie die hohe biologische Produktivität an lokalen Auftriebsgebieten an den sandigen Hängen der Doggerbank macht das Gebiet zu einem guten Nahrungshabitat. Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Jedoch liegt das Gebiet auf Grund seiner großen Entfernung zu den Kolonien im Wattenmeer und auf der Helgoländer Düne nicht mehr im Bereich der normalen Nahrungsausflüge, so dass die Robbendichte dort im Vergleich zu küstennäheren Gebieten deutlich geringer ist. Als Trittstein auf großräumigen Wanderungen hat das Gebiet aufgrund der guten Nahrungsbedingungen eine wichtige Funktion. Derartige Wanderungen sind für den genetischen Austausch mit weiter entfernten Kolonien notwendig. Insgesamt wurde die **„Habitatqualität“** mit der Kategorie **(B)** eingestuft.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Im NSG findet eine intensive Industriefischerei auf Sandaal statt (Kap. 4.2.1.2), der eine wichtige Beute für den Seehund darstellt, so dass in dieser Fischereitechnik eine Beeinträchtigung angenommen werden muss. Über Beifang von Seehunden in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. Seehunde werden unter anderem in Schollennetzen beifangen (Osinga 2012). Über die Beifangrate in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Seehunde sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). „Häufig und regelmäßig beeinträchtigende Fischereitechniken“ werden gemäß Schnitter et al. (2006) mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.7.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Umweltschadstoffe können bei Seehunden zu Beeinträchtigungen des Immunsystems führen (Ross et al. 1996), so dass die Ursache für Infektionen häufig in der Meeresverschmutzung zu suchen ist. Vor allem durch die Öl- und Gasgewinnung ist im Bereich der Doggerbank über die nordseeweiten (diffusen) Belastungen hinaus mit zusätzlichen Schadstoffbelastungen zu rechnen. Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4, 6.7.4 sowie 6.10.9.

Regelmäßig auftretende Störungen sind vor allem im Bereich der Schifffahrt und Fischerei zu suchen. Schifffahrt findet im NSG „Doggerbank“ in vergleichsweise geringer Intensität statt, es finden aber regelmäßige Schiffsbewegungen im Zusammenhang mit den verschiedenen Erdgas- und Ölfeldern in der zentralen Nordsee statt. Die Schleppnetzfisherei findet in vergleichsweise hoher Intensität statt; die gesamte Fläche des NSG ist betroffen (Kap. 4.2.1.2). Aufgrund der damit verbundenen Störungen innerhalb der Fluchtdistanz bzw. der „Zone erhöhter Aufmerksamkeit“ wird lt. Bewertungsschema daher eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (B) vorgenommen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B)

bewertet, da im Gebiet zwar zahlreiche technische Eingriffe erfolgt sind (Explorationsbohrungen, Betrieb einer Gasförderanlage in einem Bewilligungsgebiet für Kohlenwasserstoffe im NW des NSG, Kap. 4.2.6.2), die hier zu bewertenden anlagebedingten Beeinträchtigungen von Seehunden aber vernachlässigbar sind.

Die „Verlärmung im Nahrungshabitat“ durch die o. g. Nutzungen wird mit (B) bewertet, was sich aus der mittleren bis hohen Intensität aber nur mittleren Häufigkeit der oben genannten akustischen Störquellen ergibt. Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9 und 6.4.13 eingehender diskutiert.

Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (B), „technische Eingriffe“ mit (B) und „Verlärmung des Nahrungshabitats“ mit (B).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (A-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (0)** (BfN 2017).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Bereich I und Komplexgebiet)

Beim Kriterium „Habitatqualität“ wird das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen oder Migrationsrouten in andere Teile der Nordsee bzw. andere Schutzgebiete bewertet. Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegt im von Seehunden zur Nahrungssuche typischerweise aufgesuchten Entfernungsbereich von den Liegeplätzen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer und auf der Helgoländer Düne (Kap. 3.6.2.1). Das NSG enthält günstige Nahrungshabitate, v. a. im Bereich von Riffen und Sandbänken. Diese Habitatstrukturen sind mit einem ausreichend großen Vorkommen fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine besondere Bedeutung zukommt. Übergänge von größeren zu geringen Wassertiefen sowie Hangstrukturen in strömungsreichen Gewässern begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitate wird als hoch angenommen. Das **Kriterium „Habitatqualität“** wird mit **(A)** bewertet. Diese Bewertung gilt für das gesamte Komplexgebiet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse. Sie gilt für das gesamte Komplexgebiet, da die Nutzung sich in den einzelnen Bereichen des Gebietes nicht grundlegend unterscheidet. Die Intensität der Stellnetzfisherei im Gebiet ist relativ gering (Kap. 4.2.3.2). Die Intensität der mobilen grundberührenden Fischerei ist jedoch hoch (Kap. 4.2.1.2). Weiterhin wird eine Industriefischerei auf Sandaal ausgeübt, der eine wichtige Beute für Seehunde darstellt, so dass in dieser Fischereitechnik eine Beeinträchtigung angenommen werden muss. Seehunde werden unter anderem in Schollennetzen beifangen (Osinga 2012). Über die Beifangrate in diesen Fischereien gibt es keine Angaben. Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Seehunde sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kap. 5.5.11). „Häufig und regelmäßig beeinträchtigende Fische-

reitechniken“ werden gemäß Schnitter et al. (2006) mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kap. 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.7.4 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt für die gesamte deutsche Nordsee mit (C). Umweltschadstoffe können bei Seehunden zu Beeinträchtigungen des Immunsystems führen (Ross et al. 1996), so dass die Ursache für Infektionen häufig in der Meeresverschmutzung zu suchen ist. Eine in Bezug auf die unterschiedliche Nutzung detailliertere Betrachtung erfolgt in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.5.9, 6.6.4 und 6.7.4.

Störungen treten vor allem im Bereich der Schifffahrt und Fischerei sowie bei der Sand- und Kiesgewinnung auf. Da die Störungen v. a. im Bereich der Schifffahrtsrouten häufiger in der „Zone erhöhter Aufmerksamkeit“ auftreten, wird lt. Bewertungsschema daher eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorgenommen (vgl. Schnitter et al. 2006).

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ beinhaltet nur die anlagebedingten Auswirkungen der im Gebiet vorhandenen Kabel und des OWP „Butendiek“. Diese Beeinträchtigungen werden als (B) bewertet.

Der Bau von Offshore Windparks und insbesondere die Gründung der Fundamente mithilfe von Impulsrammungen führen bei Seehunden zu einer großräumigen Vertreibungswirkung (Russell et al. 2016). Schallminderungsmaßnahmen verringern die Lärmemissionen beträchtlich. Trotz Verwendung von Schallminderungsmaßnahmen beim Bau deutscher Windparks können die Errichtung von OWP im NSG und seiner Umgebung im Bewertungszeitraum⁹⁸ aufgrund der Dauer und Intensität der Schallemissionen Auswirkungen auch im NSG auf das Raum-Zeit-Muster der Seehunde (vgl. Schnitter et al. 2006) haben. Zu den Windparks findet darüber hinaus auch nach Abschluss der Errichtungsarbeiten dauerhaft ein intensiver Verkehr von Servicefahrzeugen statt, der zum großen Teil auch durch das NSG führt, was in Teilen des NSG zu Verlärmung und vermutlich ebenfalls zu Schallemissionen führt. Sowohl Bauarbeiten als auch eine Vielzahl von Servicefahrzeugen können sich durch Meideverhalten und Maskierung auch auf die Habitatnutzung auswirken. Gemäß Bewertungsschema wird das Unterkriterium „Verlärmung im Nahrungshabitat“ mit (C) bewertet, was sich aus einer hohen Intensität und Häufigkeit der oben genannten akustischen Störquellen ergibt. Lärmbedingte Störungen werden in Kap. 6.1.9, 6.4.13, 6.10.9, 6.12.14 und 6.15.4 eingehender diskutiert.

Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (C), „Umweltbelastungen“ mit (C), „Störungen“ mit (C), „technische Eingriffe“ mit (B) und „Verlärmung im Nahrungshabitat“ mit (C).

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller drei Kriterien (A-A-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-1)** (BfN 2017).

⁹⁸ Rammarbeiten im Bewertungszeitraum 2010–2015: „Nordsee Ost“ 2012–2014, „Meerwind Südost“ 2012–2013, „DanTysk“ 2013, „Amrumbank West“ 2014, „Butendiek“ 2014 (innerhalb des NSG)

3.6.4 Zwergwal (*Balaenoptera acutorostrata*)

3.6.4.1 Biologie

Zwergwale sind mit 7,8–8,8 m Körperlänge (Perrin et al. 2009) die kleinste Art innerhalb der Familie der Furchenwale und die einzige Bartenwalart, die regelmäßig in der Nordsee auftritt. Sie kommen – meistens als Einzeltiere – sowohl küstennah als auch in Offshore-Gewässern vor. Auch Sichtungen von größeren Gruppen von 10–15 Tieren wurden beim gemeinsamen Jagen beobachtet (Reid et al. 2003). Zwergwale gelten als Nahrungsopportunisten, deren Beute aus verschiedenen Arten von kleinen Schwarmfischen und pelagischen Crustaceen besteht (Perrin et al. 2009, Reid et al. 2003). Sandaal ist in der Nordsee die bei weitem häufigste Nahrung (nach Gewichtsanteilen bis 86,7 %), daneben Hering, Sprotte, Makrele und Schellfisch (Olsen & Holst 2001, Pierce et al. 2004).

Während Wanderungen im NW Atlantik besser dokumentiert sind (Risch et al. 2014), ist die entsprechende Information im NE Atlantik nur lückenhaft. Zwergwale unternehmen nach Geschlechtern getrennt weite Wanderungen, die im Nordatlantik im Sommer bis in arktische Nahrungsgebiete und im Winter bis ins Mittelmeer reichen können (Perrin et al. 2009). Aus norwegischen Gewässern wird eine herbstliche Migration nach Süden berichtet. Die genauen Wanderrouen und -zeiten sind jedoch unbekannt und variieren vermutlich stark zwischen den Jahren (Skaug et al. 2004). Konkrete Informationen zu Wanderungen der in der Nordsee vorkommenden Tiere liegen nur von einem einzigen besenderten subadulten Tier vor (Teilmann et al. 2004): Anfang Juni 2003 in Skagen mit einem Sender versehen, schwamm das Tier quer über die Nordsee, entlang der Ostküste Schottlands nach Norden, Ende Juni westlich an Schottland und Irland vorbei nach Süden bis in die Nähe der Kapverdischen Inseln. Ende Juli führte sein Kurs in Richtung Gibraltar und Ende August ins Mittelmeer. Insgesamt legte es in 87 Tagen mindestens 11.500 km zurück, pro Tag zwischen 60 und 250 km. Eine entsprechende Saisonalität des Vorkommens in der Nordsee belegen auch die Strandungen in schottischen Gewässern: Männchen wurden vor allem in den Monaten Juli bis November gefunden, während Strandungen von Weibchen über alle Monate des Jahres verteilt waren (Pierce et al. 2004). Möglicherweise wandern die Männchen im Herbst von weiter nördlich liegenden Nahrungshabitaten in südlich gelegene Gebiete. Zwergwalweibchen bringen vermutlich jedes Jahr nach einer Tragzeit von 10 Monaten ein Kalb zur Welt und säugen es 5-6 Monate lang. Weibchen erreichen die Geschlechtsreife nach 6 Jahren, Männchen nach 7 Jahren (Perrin et al. 2009). Wo die Reproduktion stattfindet, ist unklar. Aus der Nordsee gibt es nur einzelne Angaben zu Kälbern. Dazu gehört die Strandung eines trächtigen Weibchens bei Texel im Dezember 2015, zwei Strandungen totgeborener Jungtiere in Schottland in den Monaten November und Januar, ein im Dezember 1999 im Kleinen Belt abortiertes Kalb und eine Sichtung eines Mutter-Kalb-Paares im Bereich des Sylter Außenriffs aus dem April 2009. Dies sind Hinweise darauf, dass Kälber von in der Nordsee gesichteten Zwergwalen gegen Jahresende zur Welt kommen (M. Leopold, unveröff. Daten, Pierce et al. 2004, Harder et al. 2011, ORCA, unveröff. Daten). Weil Sichtungen von Mutter-Kalb-Paaren offenbar nur Ausnahmen darstellen, wird nach aktuellem Stand angenommen, dass die Aufzuchtgebiete dieser Art nicht in der Nordsee liegen.

Der Nordseebestand wird mit 9.953 Tieren angegeben (Hammond et al. 2013; Blöcke T,U,V). Zwergwale bilden im NE Atlantik vier Subpopulationen: (1) Westgrönland, (2) zentraler Nordatlantik-Ostgrönland-Jan Mayen, (3) NW Norwegen-Barentssee-Spitzbergen und (4) Nordsee (Andersen et al. 2003, Born et al. 2003). Die Managementeinheit der Nordsee umfasst jedoch aufgrund der ausgedehnten Wanderungen auch Bereiche westlich von Schottland bis in die Biskaya und vermutlich auch das Mittelmeer.

Von Zwergwalen sind unterschiedliche tieffrequente Lautäußerungen wie einzelne Grunzlaute oder Laute mit abfallender Tonhöhe bekannt, die bis zu Frequenzen von unter 200 Hz reichen. Aber auch typische Abfolgen von Klicklauten (Pulse trains) mit dominanten Frequenzen bis zu 12 kHz sind beschrieben (Richardson et al. 1995, Perrin et al. 2009).

3.6.4.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Das Vorkommen von Zwergwalen in der Nordsee konzentriert sich auf die nördliche und zentrale Nordsee, vor allem auf Bereiche nördlich von 55° N und westlich von 2° O. In der südlichen und östlichen Nordsee kommt die Art nicht regelmäßig vor. Die Hauptverbreitungsgebiete erstrecken sich entlang der britischen Ostküste zwischen 0° und 2° O sowie 55° und 58,5° N (Reid et al. 2003, Hammond et al. 2013). Eine Übersicht von - u. a. im Rahmen des Monitorings - zwischen 2009 und 2016 in der deutschen AWZ der Nordsee gesichteten Zwergwalen gibt Abb. 34.

Aufgrund der überwiegenden Verbreitung in der westlichen und nördlichen Nordsee ist das Vorkommen in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee vor allem im NSG „Doggerbank“ von Interesse. Auch am NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gab es eine Sichtung. Auf biogeografischer Ebene erfolgte die Bewertung nach Art. 17 FFH-Richtlinie mit "unbekannt" (BfN 2013).

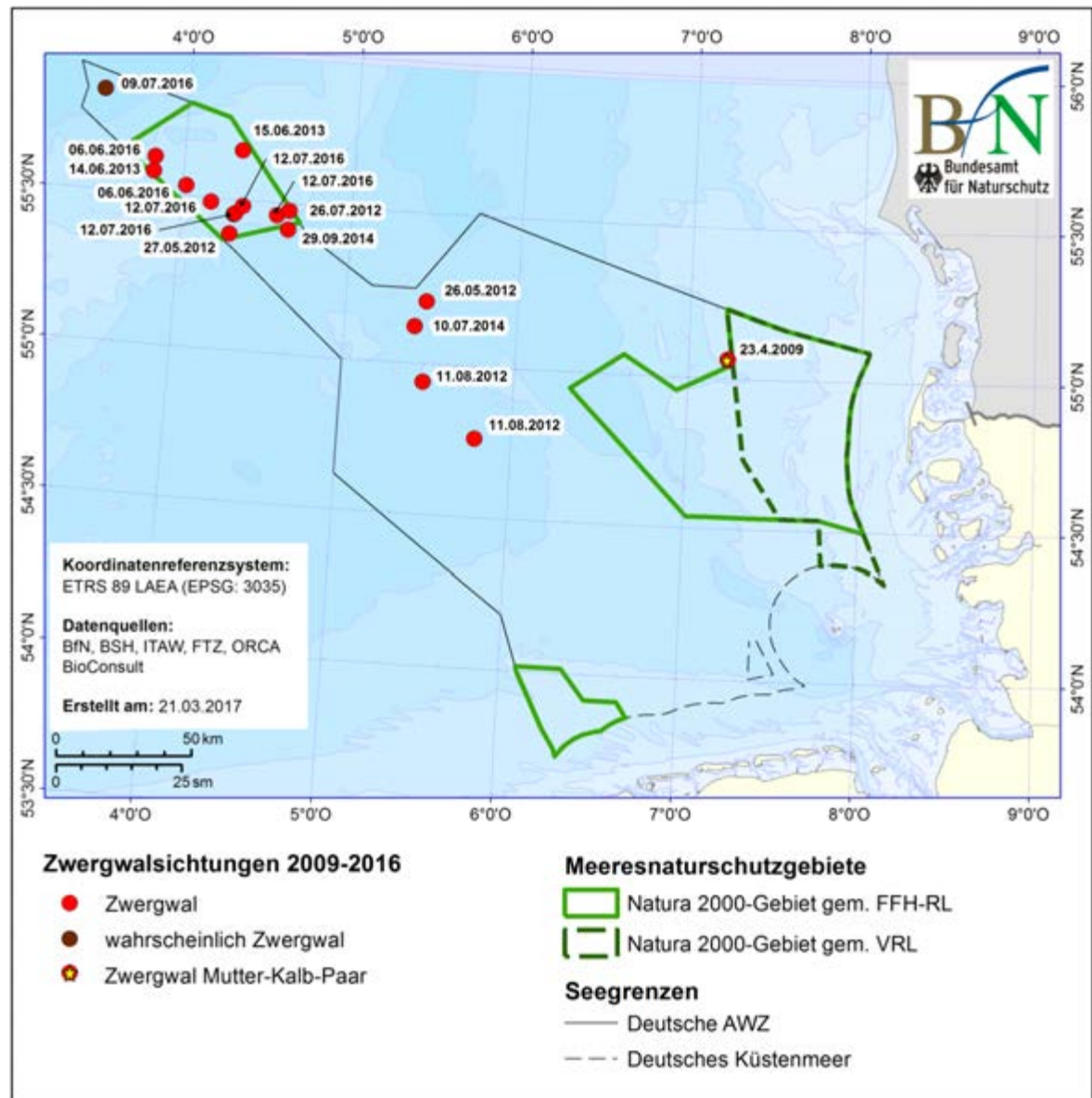


Abb. 34: Sichtungen von Zwergwalen in der deutschen AWZ der Nordsee von 2009–2016.

NSG „Doggerbank“

Regelmäßig werden einzelne Sichtungen im NSG „Doggerbank“ (z. B. Gilles et al. 2012a) oder unmittelbar nördlich und nordöstlich davon berichtet (Kinze 2007a). Systematische Untersuchungen im Bereich der Doggerbank deuten auf eine Nutzung der Hänge als Nahrungshabitat vor allem im Frühjahr und Sommer hin (De Boer 2010, Gilles et al. 2012b). Das gilt insbesondere auch für die nordöstlichen Bereiche, die auch das NSG „Doggerbank“ beinhalten. Die Sichtungen der letzten Jahre stammen aus den Monaten Mai bis Juni (Abb. 34). Die Beobachtungsintensität in den übrigen Jahreszeiten ist nur gering, so dass über die Nutzung im Herbst und Winter keine Aussage getroffen werden kann. Eine Sichtung unmittelbar südlich des Gebietes stammt aus dem Herbst (Ende September). Von der Doggerbank wird die größte Dichte aus dem Monat Mai mit

0,029 Ind./km² berichtet (De Boer 2010), die damit höher war als in der SCANS II Zählung im Block U (0,023 Ind./km²), der die Doggerbank umfasst.

Diese beobachteten Aggregationen an den Hängen der Doggerbank deuten darauf hin, dass das Vorkommen vor allem auf ein gutes Nahrungsangebot im Frühjahr und Sommer in den produktiven Auftriebszonen (und dort vor allem durch große Sandaalvorkommen) zurückzuführen ist. De Boer (2010) vermutet, dass für Zwergwale die Doggerbank aufgrund der Überfischung von Sandaalbeständen in weiter nördlichen Gebieten in den letzten Jahrzehnten eine zunehmende Bedeutung bekommen hat.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Neben dem Hauptverbreitungsgebiet entlang der britischen Ostküste liegt eine Reihe von Sichtungen aus einem Bereich zwischen 4° und 8° O sowie 55° und 58° N vor, der sich etwa nördlich an das Sylter Außenriff anschließt (Reid et al. 2003). Eine Lebendsichtung eines Mutter-Kalb-Paares wird aus der deutschen AWZ der Nordsee unmittelbar im NSG „Sylter Außenriff - Östliche Deutsche Bucht“ am 23. April 2009 berichtet (ORCA, unveröff. Daten, Abb. 34).

3.6.4.3 Ökologische Funktionen

Der Zwergwal ist die einzige in der Nordsee regelmäßig vorkommende Bartenwalart. Er ist ein Topprädator und ernährt sich vor allem von Sandaal und anderen Schwarmfischen.

Im Bereich des **NSG „Doggerbank“** kommt der Zwergwal im Frühjahr häufiger als zu anderen Jahreszeiten vor. Auch aus dem Sommer gibt es regelmäßige Sichtungen. Offenbar haben die Hänge der Doggerbank, an denen Schwarmfische abundant sind, eine wichtige Funktion als Nahrungshabitat dieser Art. Weiterhin dient die Doggerbank als Trittsteinhabitat auf ausgedehnten Wanderungen, deren Verlauf jedoch unklar ist.

3.6.5 Weißschnauzendelphin (*Lagenorhynchus albirostris*)

3.6.5.1 Biologie

Weißschnauzendelphine erreichen eine Länge von 2,5–2,7 m. Sie kommen in der Nordsee meistens in Gruppen mit weniger als zehn Individuen vor. Nicht selten werden jedoch auch Schulen von 30–50 Tieren oder mehr gesichtet (Reid et al. 2003, Weir et al. 2007). Sie erreichen die Geschlechtsreife erst in fortgeschrittenem Alter: Weibchen mit ca. 9 Jahren und Männchen mit ca. 12 Jahren (ASCOBANS 2009). Gruppen mit Mutter-Kalb-Paaren schwimmen oft separat von Gruppen subadulter Tiere. Auch wird eine Trennung nach Geschlechtern zwischen Gruppen berichtet (Reid et al. 2003). Die Paarungszeit erstreckt sich von Mai bis August, die Tragzeit beträgt etwa elf Monate. Aus der dänischen Nordsee werden regelmäßig Strandfunde von Kälbern berichtet, die auf eine Fortpflanzung im Seegebiet westlich Jütlands hinweisen (Kinze 2007b). Die Saisonalität des Vorkommens in manchen Gebieten (z. B. an der britischen Ostküste bei Aberdeen mit Beobachtungen von Juni bis August, Weir et al. 2007) lässt auf ausgeprägte Wanderungen schließen, über die jedoch keine detaillierten Kenntnisse vorliegen.

Weißschnauzendelphine sind kräftige und schnelle Schwimmer, die normalerweise mit einer Geschwindigkeit von 6–12 km/h wandern, jedoch auch bis 30 km/h schnell schwimmen können (Reid et al. 2003). Wie Schweinswale betreiben Weißschnauzendelphine Echoortung mit sehr hohen Frequenzen (um 120 kHz), wodurch ihr Biosonar eine hohe Auflösung besitzt, so dass auch kleine Beutefische geortet werden können (Rasmussen et al. 2002). Ihre Nahrung besteht aus einer großen Zahl von Fisch- und Tintenfischarten. Kabeljau, Wittling und Seehecht stellen in Nahrungsuntersuchungen den größten Anteil (Kinze et al. 1997).

Die genetische Variabilität im Nordatlantik ist sehr gering, was zum Beispiel durch eine in historischer Zeit sehr geringe Population oder auf einen starken Druck (unbekannter) anthropogener Nutzungen erklärbar wäre. Der Bestand in der Nordsee wird als eine Managementeinheit angesehen und mit ca. 10.000 Tieren angegeben (Culik 2011).

3.6.5.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Weißschnauzendelphine kommen in gemäßigten und subarktischen Schelfgebieten des Nordostatlantik in Wassertiefen von meistens 50–100 m vor. Sie sind oft vergesellschaftet mit den eher in tieferen Gewässern anzutreffenden Weißseitendelfinen und sind auf Zählungen nicht immer eindeutig von diesen zu unterscheiden. Weißschnauzendelphine kommen in der Nordsee schwerpunktmäßig östlich Großbritanniens nördlich von ca. 54° N und westlich von ca. 3° E vor. Nach Osten hin nimmt die Sichtungshäufigkeit ab. Ein weiterer Verbreitungsschwerpunkt in der Nordsee liegt in der norwegischen Rinne. Auch westlich von Jütland bei ca. 7–8° E wird die Art regelmäßig beobachtet (Reid et al. 2003). In der südöstlichen Nordsee ist diese Art selten. Strandungen an der schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Küste sind jedoch nicht selten (Kinze et al. 1997). Eine Übersicht von im Rahmen des Monitorings zwischen 2010 und 2016 in der deutschen AWZ der Nordsee gesichteten Weißschnauzendelphinen gibt Abb. 35.

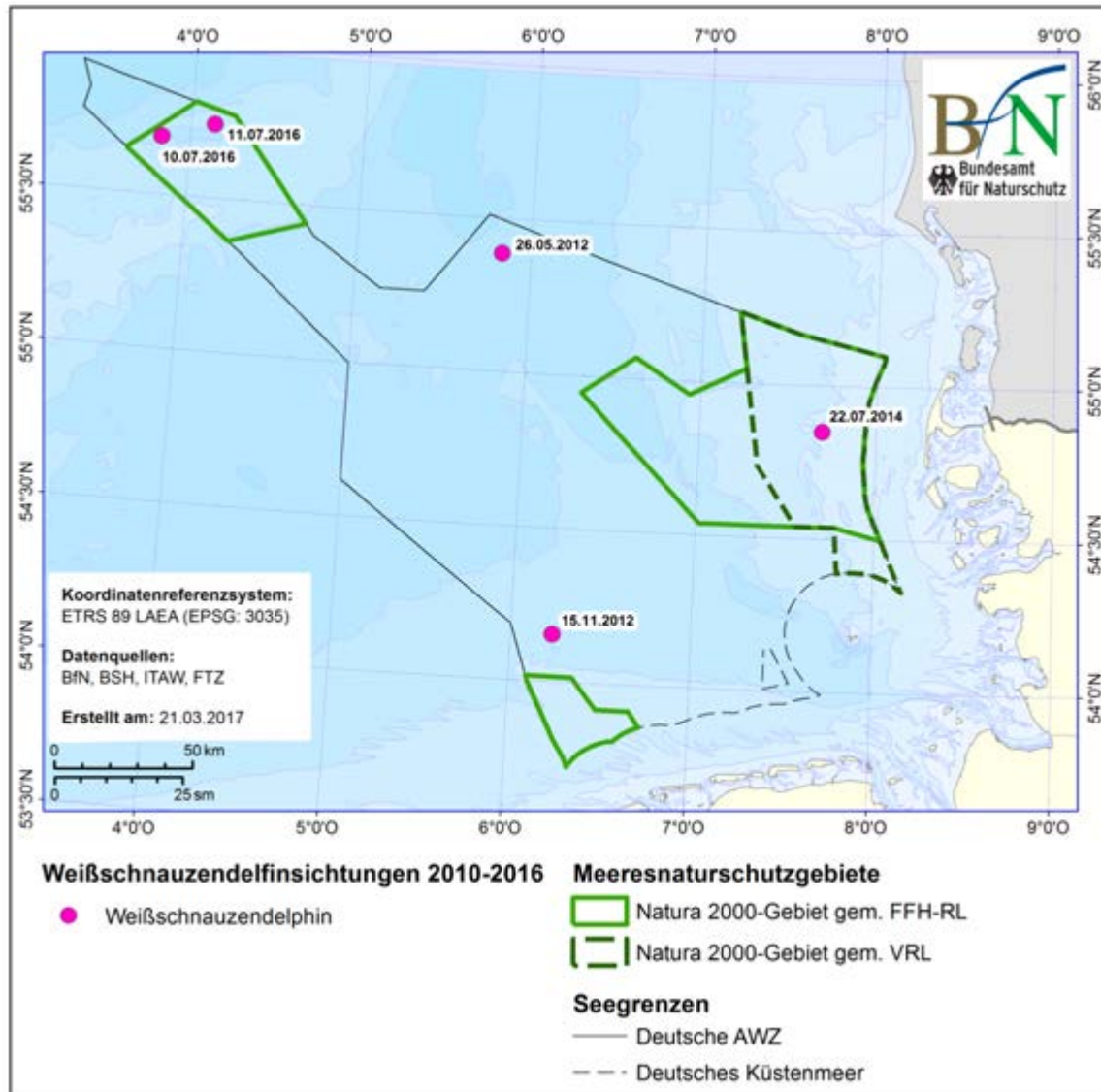


Abb. 35: Sichtungen von Weißschnauzendelphinen in der deutschen AWZ der Nordsee von 2010–2016.

Weißschnauzendelphine wurden 2016 an zwei aufeinanderfolgenden Tagen im Juli im **NSG „Doggerbank“** beobachtet. Weißschnauzendelphine werden entsprechend dem Verbreitungsschwerpunkt in eher westlichen Bereichen der Nordsee häufiger noch im westlichen Bereich der Doggerbank beobachtet (Reid et al. 2003, Gilles et al. 2012b). Regelmäßige Nachweise gibt es auch aus dänischen Gewässern in einer Linie von der Doggerbank bis nördlich von Skagen (Kinze 2007b). Auch aus dem NSG **„Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“** liegt eine Sichtung aus den letzten Jahren vor (Abb. 35). Auf biogeografischer Ebene erfolgte die Bewertung nach Art. 17 FFH-Richtlinie mit "unbekannt" (BfN 2013).

3.6.5.3 Ökologische Funktionen

Der Weißschnauzendelphin ist ein Topprädator und ernährt sich vor allem von dorschartigen Fischen. Im Bereich des **NSG „Doggerbank“** kommt der Weißschnauzendelphin vor, er ist jedoch deutlich seltener als der Schweinswal. Die produktiven Hänge der Doggerbank eignen sich als Nahrungshabitat dieser Art.

3.6.6 Übersicht über die Ist-Zustände Meeressäugetiere

In Tab. 48 sind die in den Kap. 3.6.1–0 erläuterten Einstufungen und Bewertungen zu Soll- und Ist-Zuständen sowie sich daraus ergebende Defizite bei den Meeressäugetieren aller drei NSG zusammengefasst.

Tab. 48: Bewertung des Ist-Zustands für den Schweinswal nach der Methode von Schnitter et al. (2006).

Bewertungsstufen: **A** – hervorragend/keine bis gering; **B** – gut/mittel; **C** – mittel bis schlecht/stark; n. b.: nicht bewertet

Kriterien	Schweinswal		
	BRg	Dgb	Syl
Kriterium Zustand der Population (Bewertung auf biogeografischer Ebene, s. Text)	C	B	B
Unterkriterium Vorkommen	B	B	B
Unterkriterium Populationsstruktur	C	B	A
Unterkriterium Gesundheitszustand	n. b.	n. b.	n. b.
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten und hohe Konzentration an Nahrungsorganismen	B	B	A
Kriterium Beeinträchtigungen	C	C	C
Unterkriterium Fischerei	C	C	C
Unterkriterium Umweltbelastungen	C	C	C
Unterkriterium Störungen u. a. durch Schiffsverkehr, Tourismus, Militär, Seismik u. a. Verlärmung, Mineralstoffentnahme	C	B	C
Unterkriterium Technische Eingriffe	B	B	B
Gesamtbewertung	C	B	B

Tab. 49: Bewertung des Ist-Zustands für die Kegelrobbe nach der Methode von Schnitter et al. (2006).

Bewertungsstufen: A – hervorragend/keine bis gering; B – gut/mittel; C – mittel bis schlecht/stark;
n. b.: nicht bewertet

Kriterien	Kegelrobbe		
	BRg	Dgb	Syl
Kriterium Zustand der Population (Bewertung auf biogeografischer Ebene, s. Text)	B	-	B
Unterkriterium Populationsstruktur	B	-	B
Unterkriterium Gesundheitszustand	A	-	A
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten mit hoher Konzentration an Nahrungsorganismen Ungestörte Migrationsräume	B	-	A
Kriterium Beeinträchtigungen	C	-	C
Unterkriterium Fischerei	C	-	C
Unterkriterium Umweltbelastungen	C	-	C
Unterkriterium Störungen u. a. durch Schiffs- verkehr, Tourismus, Militär, Seismik u. a. Verlärmung, Mineralstoffentnahme	C	-	C
Unterkriterium Technische Eingriffe	B	-	B
Unterkriterium Verlärmung im Nahrungshabitat	C	-	C
Gesamtbewertung	B	-	B

Tab. 50: Bewertung des Ist-Zustands für den Seehund nach der Methode von Schnitter et al. (2006).

Bewertungsstufen: A – hervorragend/keine bis gering; B – gut/mittel; C – mittel bis schlecht/stark;
n. b.: nicht bewertet

Kriterien	Seehund		
	BRg	Dgb	Syl
Kriterium Zustand der Population (Bewertung auf biogeografischer Ebene, s. Text)	A	A	A
Unterkriterium Populationsstruktur	A	A	A
Unterkriterium Gesundheitszustand	A	A	A
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten mit hoher Konzentration an Nahrungsorganismen Ungestörte Migrationsräume	B	B	A
Kriterium Beeinträchtigungen	C	C	C
Unterkriterium Fischerei	C	C	C
Unterkriterium Umweltbelastungen	C	C	C
Unterkriterium Störungen u. a. durch Schiffsverkehr, Tourismus, Militär, Seismik u. a. Verlärmung, Mineralstoffentnahme	C	B	C
Unterkriterium Technische Eingriffe	B	B	B
Unterkriterium Verlärmung im Nahrungshabitat	C	B	C
Gesamtbewertung	B	B	B

3.7 Überblick über die Defizite der Schutzgüter in den Schutzgebieten

In der folgenden Tab. 51 sind die Bewertungsergebnisse aus dem Kap. 3.1–3.6 zusammengetragen. Für jedes Schutzgut werden jeweils der festgelegte Soll-Zustand, der bewertete Ist-Zustand und das auf dieser Basis identifizierte Defizit im jeweiligen Gebiet angegeben (vgl. BfN 2017, Kap. 4). Als „Defizit“ ist die Abweichung des Ist-Zustands vom Soll-Zustand definiert, wobei diese Abweichung auch den Wert (0) „kein oder leichtes Defizit“ einnehmen kann, wenn die Einstufung des Ist-Zustands der des Soll-Zustands entspricht und ein Defizit daher nicht abbildbar ist.

Für das Komplexgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ erfolgt die Festlegung von Soll-Zuständen, die Bewertung der Ist-Zustände und die Identifizierung von Defiziten für die LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ auf Ebene des Bereichs I, der räumlich dem FFH-Gebiet entspricht, wobei das Defizit anschließend auf Komplexgebietsebene aggregiert wird. Für die geschützten Fischarten erfolgt die Festlegung des Soll-Zustands ebenfalls auf Ebene des Bereichs I. Für alle anderen Schutzgüter erfolgen die Festlegung von Soll-Zuständen, die Bewertungen der Ist-Zustände und die Identifizierungen von Defiziten auf Komplexgebietsebene (vgl. BfN 2017, Kap. 7). Für die Seevögel und Meeressäuger werden zusätzlich die Soll- und Ist-Zustände auf Bereichsebene angegeben. Diese Angaben sind insbesondere im Kontext von Zulassungsverfahren von Interesse; zu Managementzwecken werden die Angaben auf Komplexgebietsebene gebraucht.

Die folgenden Beschreibungen der Nutzungen und ihrer Wirkfaktoren (Kap. 4) sowie der Empfindlichkeiten der Schutzgüter (Kap. 5) und der Auswirkungen auf die Schutzgüter (Kap. 6) dienen u. a. der Identifizierung der Ursachen für die hier ermittelten Defizite und der Gefährdungen der Schutzgüter (BfN 2017).

Tab. 51: Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter.

Soll- und Ist-Zustand: (A) hervorragend; (B) gut; (C) mittel/schlecht; ? keine Bewertung vorhanden; Defizit (Def.): 0: kein oder leichtes Defizit; -1: mittleres Defizit; -2: starkes Defizit; -: keine Bewertung vorhanden oder kein Schutzgut im Bereich

BRg - NSG „Borkum Riffgrund“; Dgb - NSG „Doggerbank“; Syl - NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“; Ber: Bereich; Kompl.: Komplexgebiet

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Sandbänke	A	C	-2	B	C	-1	B (Ber. I)	C (Ber. I)	-1 (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
									-1 (Kompl.)
Riffe	A	B	-1	kein Schutzgut			A (Ber. I)	C (Ber. I)	-2 (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
									-2 (Kompl.)
Artenreiche Kies-, Grob- sand- und Schillgründe (KGS)	_99	_99	_99	kein Schutzgut			- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Schlickgründe mit bohrender Bodenmega- fauna	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. I)	_100 (Ber. I)	_100 (Ber. I)
Benthoslebens- thoslebens- gemeinschap- ten	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Unterber. Ia+b)	B (Unterber. Ia)	0 (Unterber. Ia)
								C (Unterber. Ib)	-1 (Unterber. Ib)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
									-1 (Kompl.)
Flussneun- auge	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. I)	C (Ber. I)	¹⁰¹ [-1] (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
									¹⁰¹ - (Kompl.)
Finte	B	¹⁰¹ [C] 101	¹⁰¹ [-1] 101	kein Schutzgut			B (Ber. I)	¹⁰¹ [C] (Ber. I)	¹⁰¹ [-1] (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
									¹⁰¹ - (Kompl.)

⁹⁹ Keine Bewertung, da Teil des LRT „Sandbänke“.

¹⁰⁰ Derzeit kein Nachweis vorhanden, Bewertung entfällt.

¹⁰¹ Der Ist-Zustand kann für diese Art nicht gebietsspezifisch bewertet werden; daher wurde der Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene gem. dem Bericht 2013 nach Art. 17 FFH-RL (BfN 2013) nachrichtlich übernommen (Kap. 4.2.3 in BfN 2017). Ein Defizit konnte somit nicht ermittelt werden. Im Sinne des Vorsorgeansatzes ist allerdings davon auszugehen, dass der Ist-Zustand auf Gebietsebene bei einem schlechten Erhaltungszustand auf biogeografischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit vorliegt.

Meeresschutzgebiete Nordsee

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Trauerente	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	-	-	-
							B	B	0
							(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
Sterntaucher	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	B	B	0
							(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
							A	B	-1
Prachtaucher	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
							A	B	-1
							(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
Eissturmvogel	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	B	B	0
							(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
							B	B	0
Basstölpel	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
							A	B	-1
							(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
Spatelraubmöwe	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	A	B	-1
							(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
							A	B	-1
Skua	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
							B	?	?
							(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
Tordalk	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	B	?	?
							(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)
							A	C	-2
Trottellumme	kein Schutzgut	kein Schutzgut	kein Schutzgut	-	(Ber. I)	-	(Ber. II)	(Ber. II)	(Ber. II)
							A	C	-2
							(Kompl.)	(Kompl.)	(Kompl.)

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Dreizehen- möwe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							A (Ber. II)	C (Ber. II)	-2 (Ber. II)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	-2 (Kompl.)
Zwergmöwe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							A (Ber. II)	A (Ber. II)	0 (Ber. II)
							A (Kompl.)	A (Kompl.)	0 (Kompl.)
Sturmmöwe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	B (Ber. II)	0 (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Heringsmöwe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	B (Ber. II)	0 (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Brandsee- schwalbe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	B (Ber. II)	0 (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Flusssee- schwalbe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	B (Ber. II)	0 (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Küstensee- schwalbe	kein Schutzgut	kein Schutzgut					- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	B (Ber. II)	0 (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)

Meeresschutzgebiete Nordsee

Schutzgut	BRg			Dgb			Syl		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Schweinswal	B	C	-1	A	B	-1	A (Ber. I)	B (Ber. I)	-1 (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)
Kegelrobbe	B	B	0	kein Schutzgut			B (Ber. I)	B (Ber. I)	0 (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	0 (Kompl.)
Seehund	B	B	0	B	B	0	A (Ber. I)	B (Ber. I)	-1 (Ber. I)
							- (Ber. II)	- (Ber. II)	- (Ber. II)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	-1 (Kompl.)

4. Beschreibung der Nutzungen

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee bieten Lebensräume für eine große Anzahl geschützter und gefährdeter Lebensraum- und Biotoptypen sowie Arten (vgl. Kap. 3). Gleichzeitig werden dort aber auch verschiedene Nutzungen ausgeübt, die in den letzten Jahren an Ausmaß und Intensität zugenommen haben (Kap. 4.1–4.4). Zahlreiche der in den Schutzgebieten geschützten Lebensraum- bzw. Biotoptypen und Arten weisen Defizite, d. h. Abweichungen der Ist-Zustände von den Soll-Zuständen auf (vgl. Kap. 3). Im Folgenden (Kap. 4–6) wird daher betrachtet, inwiefern die Nutzungen aktuell für die festgestellten Defizite verantwortlich sind bzw. bei einer zukünftigen Intensivierung von Nutzungen oder Neuausübung zusätzlicher Nutzungen tatsächlich die Schutzgüter gefährden können. Hierfür erfolgt zunächst eine Analyse der derzeit in den Schutzgebieten ausgeübten Nutzungen (Kap. 4.1–4.4) und anschließend möglicher künftiger Nutzungen (Kap. 4.5).

Insgesamt werden 16 unterschiedliche Nutzungen in den drei Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld¹⁰² ausgeübt bzw. könnten voraussichtlich oder potenziell künftig ausgeübt werden (Tab. 58). Im Folgenden werden die im Meeresgebiet sowie in den einzelnen Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld aktuell stattfindenden Nutzungen zunächst auf allgemeiner Ebene beschrieben. Soweit die Datenlage es erlaubt, wird das zeitliche und räumliche Auftreten der einzelnen Nutzungen beschrieben und sofern möglich kartografisch dargestellt. Soweit sinnvoll und möglich werden dabei besonders die Parameter berücksichtigt, aus denen sich Aussagen über die Intensität der Wirkfaktoren (Kap. 5.1) ableiten lassen (z. B. Differenzierung nach Techniken, Schiffstypen, Geschwindigkeiten). Die verfügbaren quantitativen Informationen werden durch qualitative Experteneinschätzungen ergänzt. Die Darstellung erfolgt für jede Nutzung zunächst auf Ebene des Meeresgebietes, bevor detaillierter auf die Ausprägungen der Nutzung in den einzelnen Schutzgebieten und in ihrem nahen Umfeld eingegangen wird.

Auf geplante, aber derzeit noch nicht ausgeübte Nutzungen in den Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld oder geplante bzw. voraussehbare Änderungen von vorhandenen Nutzungen wird mit „voraussichtliche Nutzungen“ eingegangen (Kap. 4.5). Auf neue Nutzungen oder Nutzungsänderungen, die sich nur mit größeren Unsicherheiten prognostizieren lassen, wird mit „potenzielle Nutzungen“ eingegangen (Kap. 4.5).

Außerdem werden Probleme von überregionalem oder globalem Ausmaß, die die Ist-Zustände der Schutzgüter beeinflussen können (z. B. Klimawandel, Eutrophierung), als weitere „Defizit- und Gefährdungsursachen“ berücksichtigt (Kap. 4.6).

¹⁰² Nutzungen aus dem nahen Umfeld eines Schutzgebietes werden einbezogen, sofern ihre Auswirkungen in das Gebiet hineinreichen können.

Datengrundlagen

Zur Ermittlung der aktuellen Nutzungen wurden v. a. die bei den zuständigen Behörden vorliegenden Daten abgefragt. Die Quellen sind in den Kapiteln zu den einzelnen Nutzungen genannt. Unter aktuellen Nutzungen werden Nutzungen verstanden, die im Zeitraum der Ausarbeitung des vorliegenden Textes bzw. in einem nur kurz zurückliegenden Zeitraum ausgeübt worden sind und die somit Einfluss auf die Ist-Zustände der Schutzgüter gehabt haben können. I. d. R. ist dies der zurückliegende Sechsjahreszeitraum, d. h. es wurden Nutzungsdaten aus den Jahren 2010–2015 zu Grunde gelegt. Nur wenn nach 2015 bedeutende Änderungen der Nutzung (z. B. Energieerzeugung aus Wind) eingetreten sind, wurden auch neuere Daten einbezogen. Abweichungen ergeben sich auch dort, wo Daten für kürzere Zeiträume repräsentativ bzw. nur verfügbar waren (z. B. Berufsfischerei) oder wenn weiter zurückliegende Nutzungen relevant sind (z. B. Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies).

4.1 Verkehr

4.1.1 Berufsschifffahrt

4.1.1.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Schifffahrt lässt sich in die Seeschifffahrt im eigentlichen Sinne (hier Berufsschifffahrt) und die Schifffahrt für andere Zwecke unterteilen.

Die eigentliche Seeschifffahrt (hier Berufsschifffahrt) umfasst den Transport von Gütern und Personen und erfolgt über unterschiedliche Schiffstypen wie Stückgutschiffe, Tanker und Massengutfrachter, Containerschiffe und Schwergutschiffe sowie Fähren und Kreuzfahrtschiffe. Die Seeschifffahrt verläuft hauptsächlich auf festgelegten Schifffahrtswegen und -routen und wird in diesem Kapitel näher beschrieben.

Auch zu anderen Zwecken findet Schifffahrt statt, die jedoch nicht unbedingt an Schifffahrtsstraßen gebunden ist. Dies sind die Fischerei, Rohstoff- und Energiegewinnung, Forschung, Freizeit und Tourismus und die militärischen Nutzungen. Die Schifffahrt für andere Zwecke findet hauptsächlich außerhalb der Schifffahrtswege und Schifffahrtsrouten statt, trägt aber zur Gesamt-Schifffahrt bei.¹⁰³

Zu beachten ist, dass über die den folgenden Abbildungen zu Grunde liegenden AIS-Daten nicht alle Schiffe erfasst werden. Seit dem 1. Januar 2004 sind im Seeverkehr nach SOLAS¹⁰⁴ Kapitel V alle Berufsschiffe über 300 BRZ auf internationaler Fahrt und seit dem 1. Juli 2008 auch solche über 500 BRZ auf nationaler Fahrt dazu verpflichtet, eine AIS-Anlage zu betreiben. Weiterhin müssen alle Schiffe, die länger als 20 m sind oder mehr als 50 Passagiere transportieren, mit einem AIS-Sender ausgerüstet sein.

¹⁰³ Da die Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen nutzungsbezogen erfolgt (Kap. 6), werden die Auswirkungen der Schifffahrt zu anderen Zwecken bei den jeweiligen Nutzungen bewertet.

¹⁰⁴ International Convention for the Safety of Life at Sea

Für Fischereifahrzeuge besteht eine Ausrüstungspflicht mit AIS-Sendern (Art. 10 Verordnung 1224/2009):

- seit dem 31. Mai 2012 für alle Fischereifahrzeuge über 24 m Länge
- seit dem 31. Mai 2013 für alle Fischereifahrzeuge über 18 m Länge
- seit dem 31. Mai 2014 für alle Fischereifahrzeuge über 15 m Länge

Somit sind alle kleineren Schiffe nicht erfasst; es ist aber davon auszugehen, dass diese in der deutschen AWZ der Nordsee nur einen sehr kleinen Teil des Schiffsverkehrs ausmachen.

Zudem ist nach diesen aufbereiteten Daten keine Differenzierung nach Einsatzzweck möglich, so dass auch die Schifffahrt für andere Zwecke in diesen Darstellungen enthalten ist.

4.1.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Für die Auswertung der Schiffsverkehrsdichte wurden Daten der Jahre 2012–2014 bzw. 2013 und 2014 (Doggerbank) herangezogen. Kartographisch wird nur das für diese drei Jahre repräsentative Jahr 2014 grafisch dargestellt (siehe Abb. 37).

Die Deutsche Bucht ist ein durch die Schifffahrt insgesamt intensiv genutzter Raum (siehe Abb. 37). Der Schiffsverkehr dient hauptsächlich dem Transport von Stückgut (meistens mit Containern) und Massengut (z. B. Erz, Kohlenwasserstoffe, Chemikalien etc.) und erstreckt sich auf alle Bereiche der Deutschen Bucht. Ausgangspunkt bzw. Ziel der Verkehre sind die Seehäfen v. a. an Elbe (Hamburg, Cuxhaven, Stade, Brunsbüttel), Weser (Bremerhaven, Bremen, Brake, Nordenham), Jade (Wilhelmshaven) und Ems (Emden), aber auch die dänischen (Esbjerg) und niederländischen (Eemshaven) Seehäfen. Passagier- und Fischereiverkehre finden überwiegend im küstennahen Bereich statt.

Aktuell liegen die Schwerpunkte des Berufsschiffverkehrs in der deutschen AWZ der Nordsee in den Festlegungsbereichen 1, 2, 7, 8 und 10 des Raumordnungsplanes (BSH 2009, Abb. 36). Darin sind sogenannte Vorranggebiete raumordnerisch festgelegt, die von den mit der Schifffahrt nicht vereinbaren Nutzungen freigehalten werden müssen. Laut Raumordnungsplan Nordsee (BSH 2009) verkehren allein im Südwest-Nordost-verlaufenden Festlegungsbereich 10 jährlich insgesamt ca. 30.200 Schiffe (82 Schiffe pro Tag). Neben den Vorranggebieten sind im Raumordnungsplan für die deutsche AWZ der Nordsee auch Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt festgelegt worden, in denen der Funktion für die Schifffahrt bei der Abwägung mit konkurrierenden raumbedeutsamen Nutzungen besonderes Gewicht beigemessen werden muss. Die Vorbehaltsgebiete dienen als zusätzliche Räume mit einer Priorität für den Schiffsverkehr, z. B. wenn zusätzlicher Manövrierplatz benötigt wird. Der überwiegende Teil der Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt in der deutschen AWZ der Nordsee säumt die Vorranggebiete (siehe Abb. 36).

Ein räumlich stark konzentrierter Schiffsverkehr findet bisher nur in den beiden Verkehrstrennungsgebieten (VTG) im südlichen Bereich der Deutschen Bucht statt (Festle-

gungsbereiche 1 und 2, siehe Abb. 37). Der übrige Schiffsverkehr in den anderen Bereichen ist eher flächig ausgeprägt und weist insgesamt dort eine geringere Dichte auf. Cargo- und Tankschiffsverkehr findet v. a. in den Festlegungsbereichen 1, 2 und 10 statt.

Eine Übersicht über die größeren Seehäfen im Bereich der deutschen Nordsee ist in Abb. 37 zu finden.

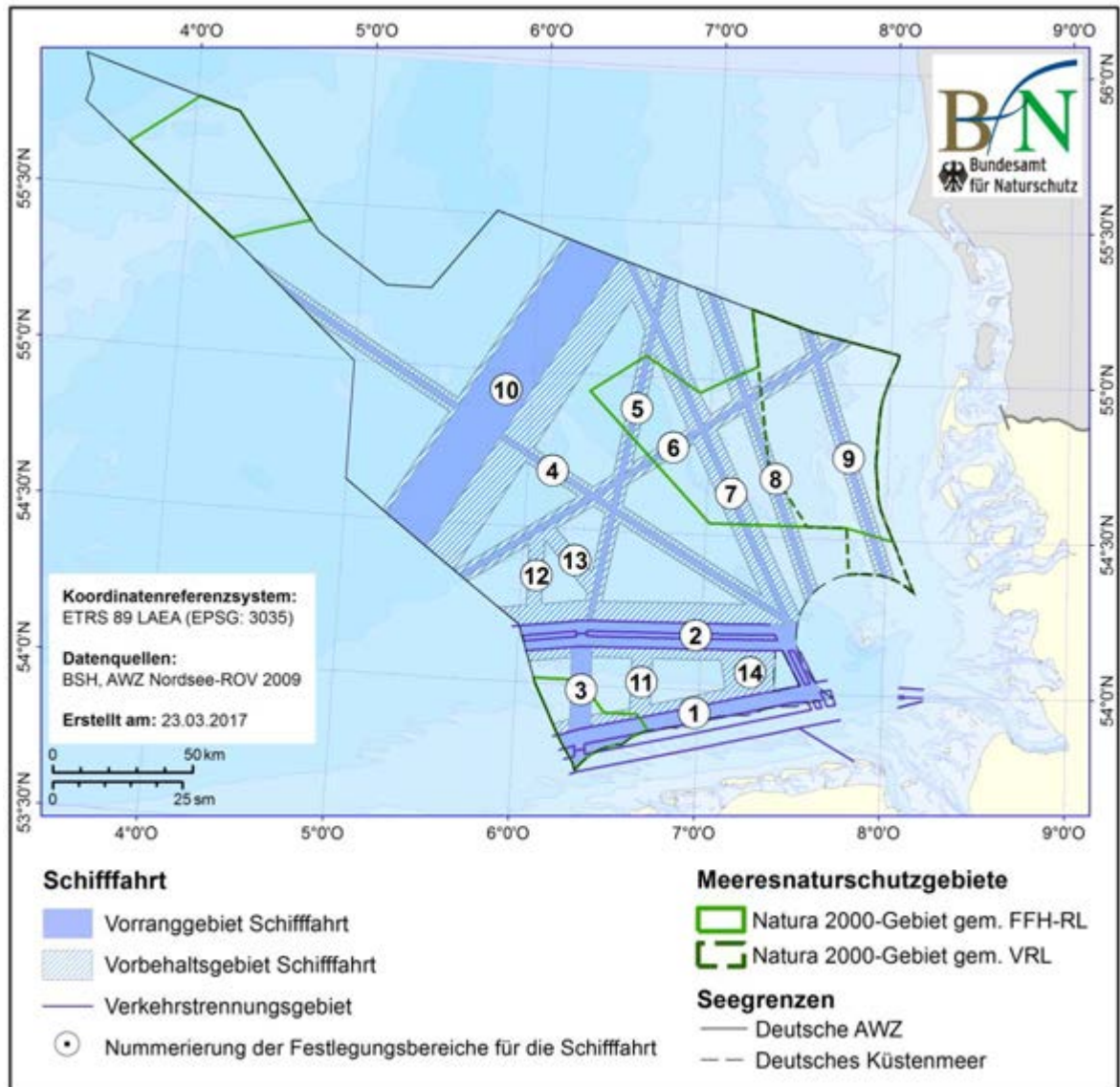


Abb. 36: Festlegungsbereiche (Vorrang- und Vorbehaltsgebiete) des Raumordnungsplanes für die Schifffahrt in der deutschen AWZ der Nordsee.

Quelle: BSH (2009).

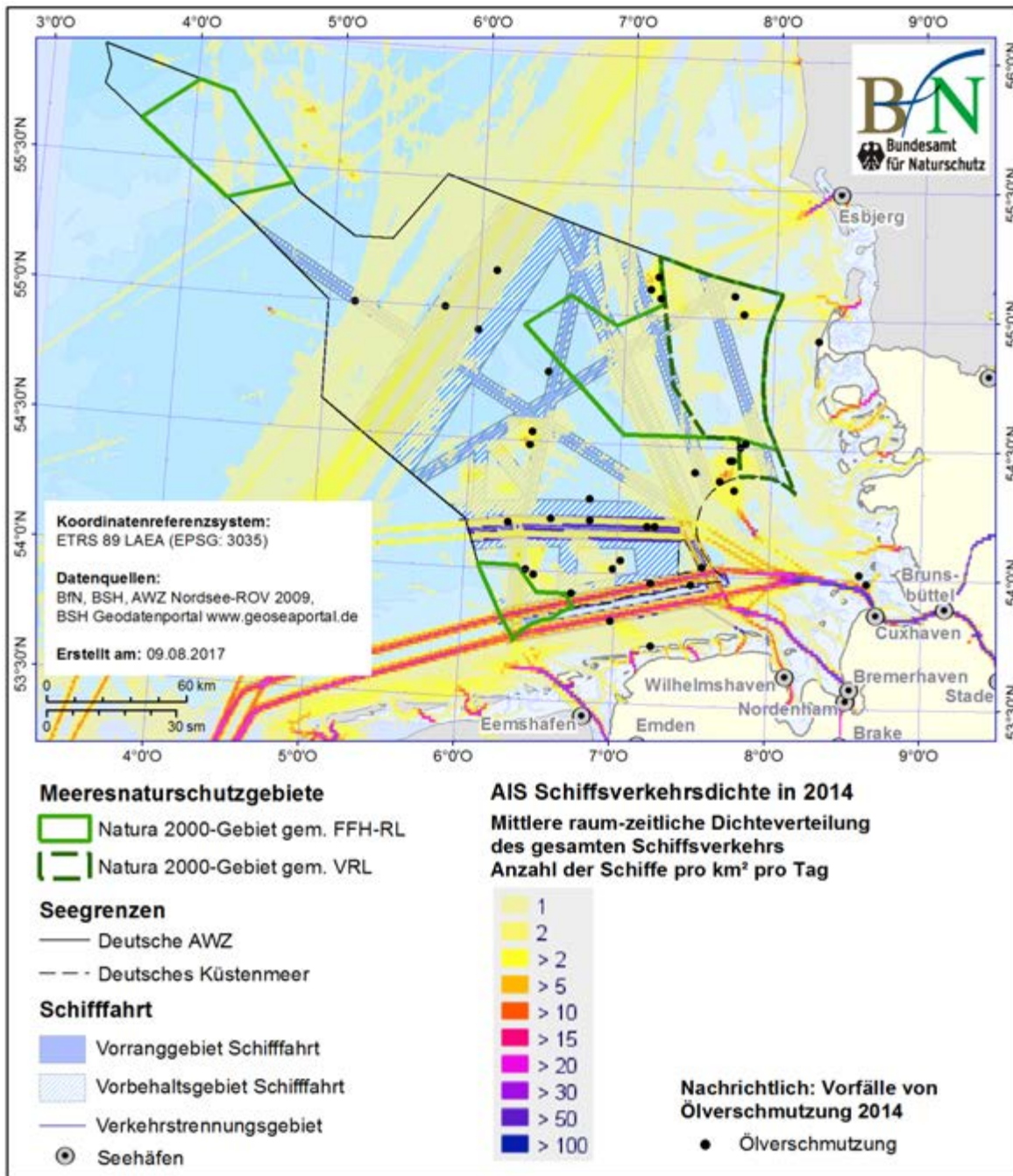


Abb. 37: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht im Jahr 2014 sowie wichtige Seehäfen und Vorfälle von Ölverschmutzungen.¹⁰⁵

NSG „Borkum Riffgrund“

Der nördliche Teil des Verkehrstrennungsgebietes (VTG) „Terschelling German Bight“ (Festlegungsbereich 1) führt direkt von West nach Ost auf einer Breite von ca. 5 km durch den südlichen Teil des NSG „Borkum Riffgrund“ (Abb. 36 und Abb. 37). Der südliche Teil des VTG quert das Gebiet im südwestlichsten Teil des Schutzgebietes. Die mittlere

¹⁰⁵ Ablassen von Öl ist zwar nicht erlaubt und Ölverschmutzung (Havarien) werden nicht bewertet (s. Kap. 6), beides hat aber Auswirkungen auf die Schutzgüter, insbesondere Seevögel sind z. T. empfindlich gegenüber Ölverschmutzungen (s. Kap. 5). Bekannte Vorfälle von Ölverschmutzungen werden daher hier nachrichtlich dargestellt.

Schiffsverkehrsdichte liegt in diesen Bereichen teilweise bei über 15 Schiffen pro km² und Tag, wobei der Verkehr sich überwiegend aus Gütertransporten zusammensetzt. Betroffen sind ca. 30 % der Schutzgebietsfläche. Von Januar bis April 2014 war die Schiffsverkehrsdichte im VTG besonders hoch und in den Monaten Juli, August, November und Dezember etwas niedriger. Deutliche saisonale Muster sind jedoch nicht zu erkennen, auch nicht in den Jahren 2012 und 2013.

In Nord-Süd-Richtung verläuft der Festlegungsbereich 3 auf einer Breite von ca. 3 km durch das Gebiet, welcher hauptsächlich zur Emsansteuerung und als Verbindung zum VTG „German Bight Western Approach“ (Festlegungsbereich 2, ca. 10–15 km nördlich des Schutzgebietes) dient. Für dieses VTG besteht für bestimmte Tank- und Gefahrgutschiffe ab 5.000 bzw. 10.000 Bruttoregistertonnen (BRT) eine Benutzungsverpflichtung. Im Jahr 2014 lag die mittlere Schiffsverkehrsdichte im Festlegungsbereich 3 bei 2–5 Schiffen pro km² und Tag. Im Jahr 2013 lag die Schiffsverkehrsdichte im Festlegungsbereich noch bei 1–2 Schiffen pro km² und Tag.

In den Jahren 2013 und 2014 fand in den übrigen Flächen des Schutzgebietes außerhalb der Festlegungsbereiche Schiffverkehr mit Dichten von 1–2 Schiffen pro km² und Tag statt. Für das Jahr 2012 liegen für diese Bereiche keine Daten vor.

Im östlichen Bereich des Schutzgebietes kam es in den Jahren 2013 und 2014 im Rahmen der Bauarbeiten an mehreren Offshore-Windparks zu einem vermehrten Schiffsverkehr. Mit weiter zunehmendem Schiffsverkehr im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von weiteren Windparks im Umkreis des Schutzgebietes ist zu rechnen.

NSG „Doggerbank“

Für das NSG „Doggerbank“ sind raumordnerisch keine Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt festgelegt worden. Das Gebiet wurde in den Jahren 2013 und 2014 von durchschnittlich 1–2 Schiffen pro km² und Tag hauptsächlich in zwei Nord-Süd-verlaufenden, ca. 5–20 km breiten Streifen durchquert (siehe Abb. 37). Eine Nutzung des Gebietes durch Schiffe fand in den Jahren 2013 und 2014 v. a. in den Monaten April, Mai und Juni statt. In den Wintermonaten war der Verkehr jeweils besonders gering. Eine Zuordnung des Verkehrs zu Stück- oder Massenguttransport, Fischerei und Passagierverkehr ist nicht möglich.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Gebiet sind raumordnerisch die Festlegungsbereiche 5 bis 9 für die Schifffahrt gesichert. Der Schiffsverkehr findet hauptsächlich im Bereich der Festlegungsbereiche 7 und 8 in nord-südlicher Richtung auf einer Breite von ca. 20–30 km statt. Durch die große Korridorbreite kommt es im Vergleich zu den Verkehrstrennungsgebieten im Süden der Deutschen Bucht zu einer geringeren Konzentration der Schiffsbewegungen. Dies führt trotz einer insgesamt mittleren Anzahl von Schiffsbewegungen auf dieser Route nur zu

einer mittleren Schiffsverkehrsdichte von 1–2 Schiffen pro km² und Tag (Abb. 38). Eine Saisonalität der Schiffsverkehrsdichte ist nicht erkennbar. Weiterhin quert der Schiffsverkehr zum Hafen Esbjerg nördlich des Festlegungsbereiches 6 das Gebiet im Norden.

Darüber hinaus ist seit 2014 eine starke Zunahme des Verkehrs von List, Havneby und Esbjerg zum innerhalb des Schutzgebietes gelegenen OWP „Butendiek“ sowie zu den nordwestlich gelegenen OWP „DanTysk“ und „Sandbank 24“ und südlich gelegenen Windparks „Amrumbank West“, „Nordsee Ost“ und „Meerwind Süd/Ost“ zu verzeichnen (Abb. 38), die v. a. auf Bau- und Servicefahrzeuge zurückzuführen ist und punktuell maximale Schiffsverkehrsdichten von 15–20 Schiffen pro km² und Tag im nordöstlichen Bereich des Schutzgebietes mit sich bringt. Die südlich des Gebietes gelegenen Windparks werden v. a. von Helgoland angesteuert, eine Querung des Gebietes ist damit nicht erforderlich. Es ist jedoch im Südosten des Gebietes trotzdem zu erhöhten Schiffspassagen gekommen (Abb. 38), möglicherweise ankerten Schiffe im Zusammenhang mit der Windparkerrichtung dort. Mit weiter zunehmendem Schiffsverkehr im Zusammenhang mit dem Betrieb und der Errichtung weiterer Windparks im Umkreis des Schutzgebietes ist zu rechnen.

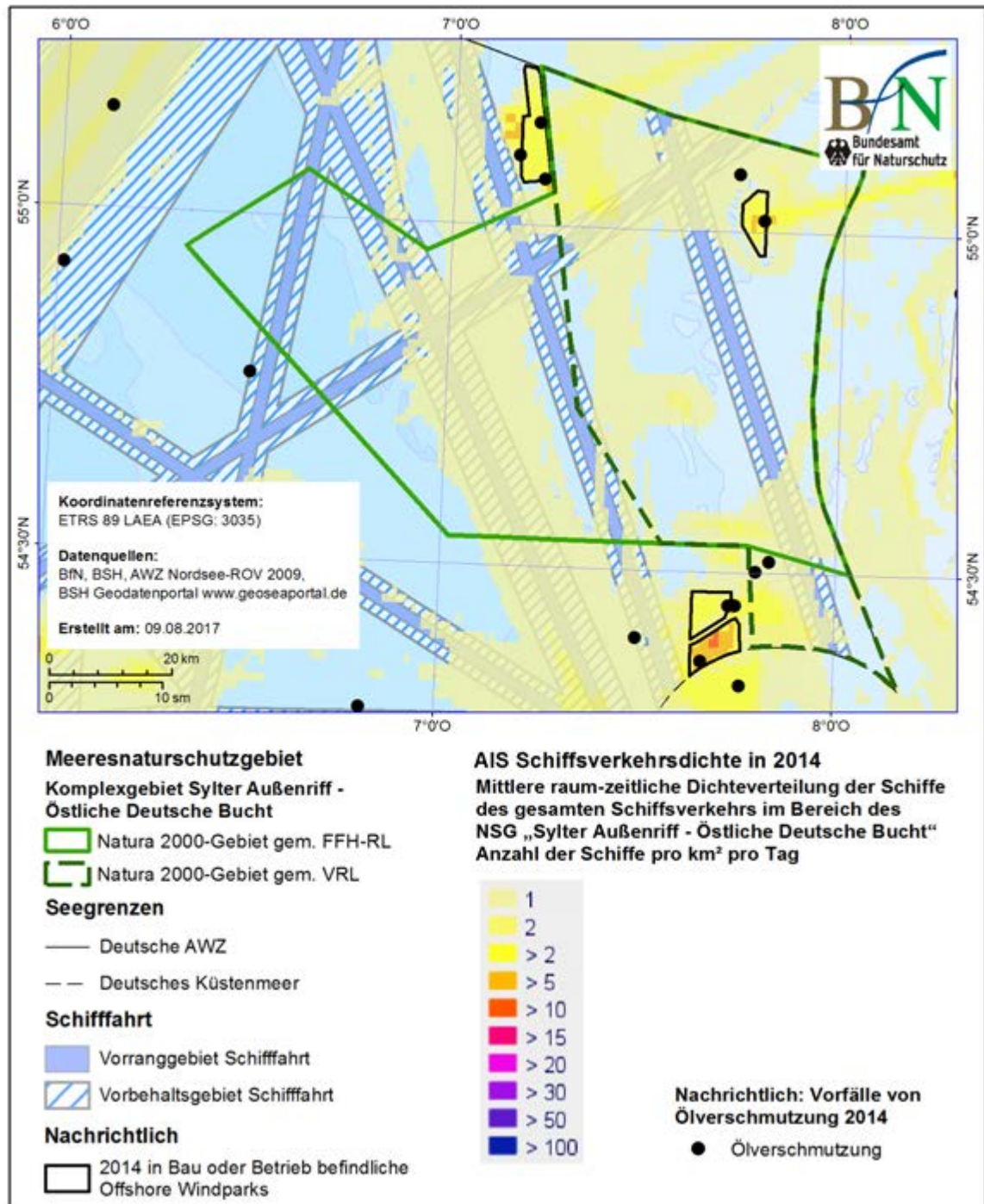


Abb. 38: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ im Jahr 2014.¹⁰⁵

4.1.2 Freizeitschifffahrt

4.1.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Unter der Freizeitschifffahrt ist die nicht gewerblich betriebene Schifffahrt mit beliebigen Wasserfahrzeugen zu verstehen. Hierzu zählen u. a. Motorboote, Segelboote, Yachten und Angelkutter. Weiterhin zählen dazu Paddelboote, Schlauchboote, Kajaks, Wassermotorräder, Wind- und Kitesurfer, wobei diese Ausprägungen aufgrund der Küstenentfernung in der deutschen AWZ der Nordsee nicht auftreten.

Zur Ermittlung der Ausprägung der Nutzung wurden die bei Schiffs- und Flugzeugzählungen des Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) mit aufgenommen Informationen zum Bootsverkehr für die Jahre 2004–2015 analysiert. Die Transektbreite bei den Zählungen betrug 2 km, die Ergebnisse wurden für jede erfasste 5 x 5 km Rasterzelle übermittelt. Der Untersuchungsumfang unterschied sich räumlich, es wurden v. a. die küstennahen Bereiche erfasst.

4.1.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Der o. g. Quelle zufolge findet Bootsverkehr in der deutschen AWZ der Nordsee nur in geringem Umfang statt, es wurden nur vereinzelt Boote erfasst. Im Küstenmeer wurde dagegen im Sommerhalbjahr pro Rasterzelle i. d. R. ein Segel- oder Motorboot erfasst. Da bei den Untersuchungen des FTZ hauptsächlich küstennahe Bereiche untersucht wurden, kann das tatsächliche Aufkommen des Bootsverkehrs in den küstenfernen Bereichen davon abweichen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2004–2015 Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang statt, es wurden pro Surveytag maximal zwei Boote erfasst. Die Datenerhebung im Gebiet basiert auf maximal 30 Surveytagen. Der tatsächliche Bootsverkehr kann daher davon abweichen.

Im näheren Umkreis des NSG „Borkum Riffgrund“ liegen 20 Freizeithäfen mit einer Gesamtkapazität von über 2.900 Liegeplätzen (öffentlich zugängliche Quellen).

NSG „Doggerbank“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2004–2015 kein Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten statt. Die Datenerhebung im Gebiet basiert auf maximal 15 Surveytagen. Bootsverkehr im Gebiet kann daher nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden.

Im näheren Umkreis des NSG „Doggerbank“ liegen keine Freizeithäfen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2004–2015 Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang statt, es wurden pro Surveytag maximal zwei Boote erfasst. Die Datenerhebung im Gebiet basiert für den Großteil des Gebietes auf weniger als 30 Surveytagen. Der tatsächliche Bootsverkehr kann daher davon abweichen.

Im näheren Umkreis des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegen 12 Freizeithäfen mit einer Gesamtkapazität von über 600 Liegeplätzen (eigene Recherchen).

4.1.3 Ziviler Flugverkehr

4.1.3.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Der zivile Flugverkehr setzt sich aus motorisierten und nicht motorisierten Flugzeugen zusammen. Nicht motorisierte Fluggeräte haben in der deutschen AWZ der Nordsee keine Relevanz. Beim motorisierten Flugverkehr kann zwischen Passagier-, Fracht-, Freizeit- und anderem gewerblichem Flugverkehr (z. B. im Rahmen des Baus von Windparks) unterschieden werden. Häufige Typen sind Passagierflugzeuge, Sportflugzeuge und Helikopter.

Im unkontrollierten Luftraum liegt die Sicherheitsmindesthöhe bei Flügen nach Sichtflugregeln i. d. R. bei 600 m und darf nur bei Starts und Landungen unterschritten werden. Außerhalb von Städten, anderen dicht besiedelten Gebieten, Industrieanlagen, Menschenansammlungen, Unglücksorten und Katastrophengebieten liegt die Mindestflughöhe bei 150 m. Die Mindestflughöhe darf nur unterschritten werden, wenn Wetter und Luftraumstruktur es nicht anders zulassen.

Im kontrollierten Luftraum wird nach Instrumentenflugregeln auf Flugrouten (Flugverfahren i. S. des § 27a der Luftverkehrs-Ordnung) geflogen. Hier liegen die Mindestflughöhen oberhalb von 1.000 m. Dies betrifft vor allem Passagier- und Frachtflugzeuge. Auf diesen Flugrouten findet der internationale Linien- und Charterflug statt.

4.1.3.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Im Einzugsbereich der deutschen Nordseeküste befinden sich 35 zivile Flugplätze (ausgenommen reine Segelflugplätze) und fünf militärisch genutzte Flugplätze (siehe Abb. 39). Insgesamt sind auf den zivilen Flugplätzen im Küstenbereich der deutschen Nordsee jährlich über 320.000 Flugbewegungen (Starts und Landungen) zu verzeichnen (Uniconsult 2012, Meyer 2014, Statistisches Bundesamt 2016).

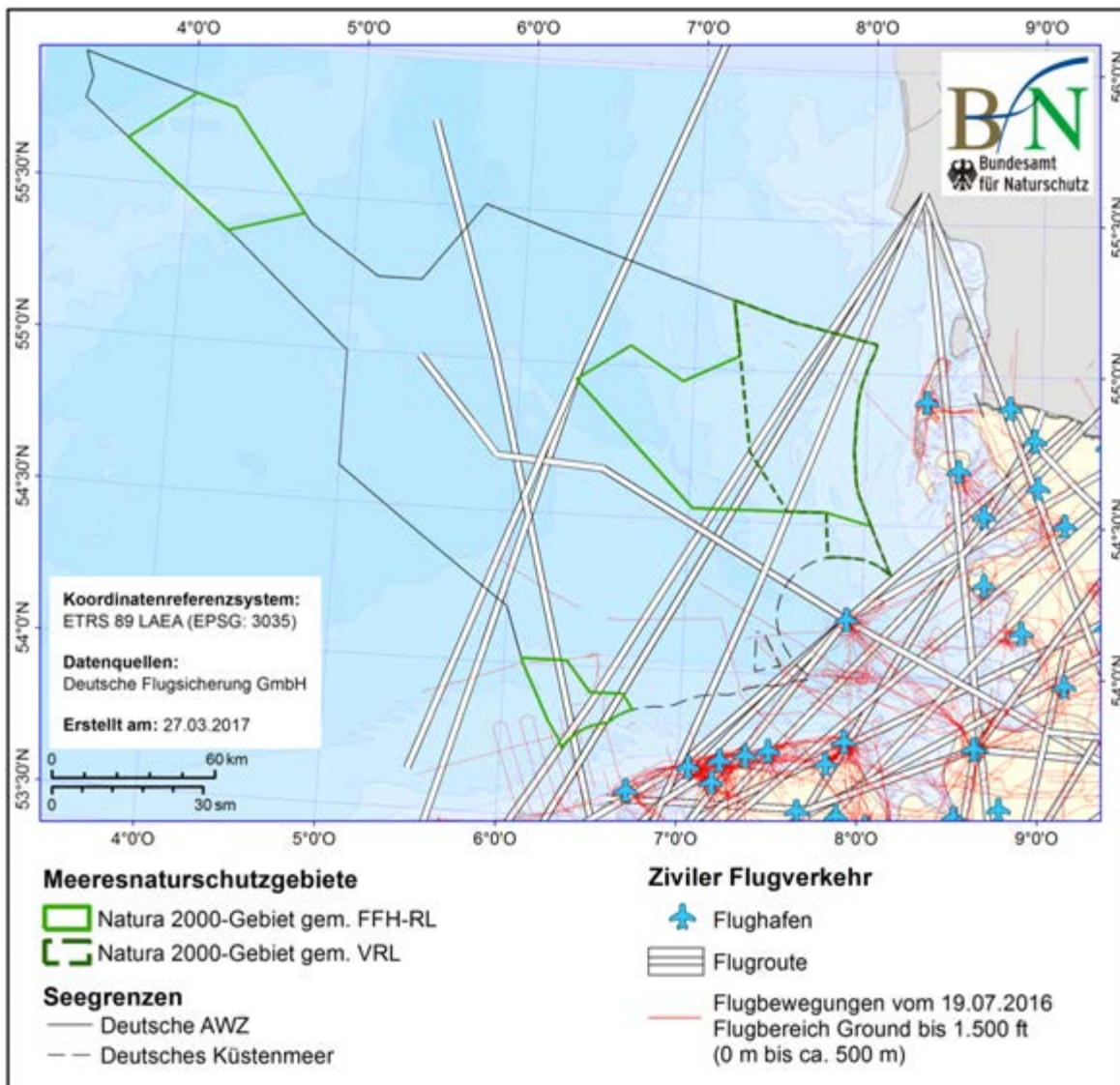


Abb. 39: Flughäfen, Flugrouten sowie Flugbewegungen für den 19.07.2016 im Flugbereich 0–500 m im Bereich der deutschen Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Über das NSG „Borkum Riffgrund“ führen drei internationale Flugrouten mit Flughöhen zwischen 5.950 und 20.100 m (Abb. 39). Weiterhin findet Flugverkehr auch in geringen Höhen (0–500 m) v. a. im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb von OWP statt.

Sechs Flughäfen mit insgesamt über 95.000 Starts und Landungen pro Jahr (Uniconsult 2012, Meyer 2014) liegen im Küstenbereich des NSG „Borkum Riffgrund“. Der Flugplatz Emden dient der Versorgung der OWP mit insgesamt 15 Helikoptern. Im Jahr 2009 fanden von dort aus 3.768 Helikopter-Flüge zu den OWP statt (Müller 2010). Mit weiter zunehmendem Flugverkehr im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von weiteren Windparks im Umkreis des Schutzgebietes ist zu rechnen.

NSG „Doggerbank“

Aufgrund der großen Küstenentfernung ist die Intensität des Flugverkehrs sehr gering. U. a. zu Forschungszwecken finden Flüge mit kleinen Propellerflugzeugen statt. Im Umfeld des NSG „Doggerbank“ befinden sich keine Flughäfen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Über das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ führen in großer Höhe drei internationale Flugrouten (Abb. 39). Weiterhin findet Flugverkehr in geringen Höhen (0-500 m) v. a. im Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb von OWP statt.

10 Flughäfen mit insgesamt über 70.000 Starts und Landungen pro Jahr (Uniconsult 2012, Meyer 2014) liegen im Küstenbereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

Mit weiter zunehmendem Flugverkehr im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von weiteren Windparks im Umkreis des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist zu rechnen.

4.2 Ressourcennutzung

4.2.1 Berufsfischerei: grundberührende Fischerei

4.2.1.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die grundberührende Fischerei lässt sich anhand der Fischereigeräte in mehrere Unterbereiche aufteilen. Die Europäische Kommission führt ein EU-Flottenregister mit den erforderlichen Informationen für alle Fischereifahrzeuge. Die Registrierung umfasst das Haupt- und Nebenfanggerät (siehe Tab. 52) und ist für alle Fischereifahrzeuge in der EU verpflichtend. Da in der deutschen AWZ der Nordsee auch internationale Fischerei stattfindet, wird auch immer der internationale Fischereiaufwand dargestellt. Für die Deutsche Nordsee liegen Daten für die Jahre 2012-2014 in Form von Fischereiaufwandstunden pro Jahr für Untereinheiten der ICES-Rectangles (Dt.: Rechtecke) vor (BMEL/BMUB unveröffentlicht). Diese sog. „c-squares“ (vgl. Rees 2003) haben eine Größe von $0,05^\circ \times 0,05^\circ$ (ca. $3,2 \times 5,6$ km, je nach geographischer Breite). Flächenschärfere Daten liegen nicht vor.

Ergänzend werden die Daten aus Schulz (2016) ausgewertet, die auch das Jahr 2015 umfassen und ergänzende Informationen zur Fischerei mit Reusen und Fallen enthalten. Da diese Veröffentlichung aber nur nach Nationen getrennte Daten enthält, ist eine alleinige Nutzung dieser Quelle nicht möglich.

Tab. 52: Einteilung der Fischereiarten der grundberührenden Fischerei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggeräts	Fanggeräte-Einzelbezeichnung und Codes im EU-Flottenregister gemäß der Verordnung (EG) Nr. 26/2004 und der Durchführungsverordnung (EU) Nr. 404/2011 der Europäischen Kommission	
Wadennetze (Seine)	Strandwaden	SB
	Snurrewaden	SDN
	Schottische Wadennetze	SSC
	Zwei-Schiff-Wadennetze	SPR
Schleppnetze	Baumkurren	TBB
	Grundscherbrettnetze	OTB
	Zweischiffgrundscherbrettnetze	PTB
	Scherbrett-Hosennetze	OTT
Dredgen	Bootsdredgen	DRB
	Handdredgen, an Bord von Schiffen eingesetzt	DRH
	Mechanisierte Dredgen einschließlich Saugbagger	HMD

Bei der grundberührenden Fischerei werden in der deutschen Nordsee hauptsächlich Plattfisch- und Garnelen-Baumkurren und Grundscherbrettnetze eingesetzt. Hauptzielarten sind Nordseegarnele, Scholle, Seesunge, Kabeljau und Sandaal.

Baumkurren lassen sich nach Pedersen et al. (2009) in „große“ und „kleine“ Baumkurre einteilen. Die Einteilung erfolgt anhand der Stärke der Maschine des Kutters („große“ Baumkurre >300 PS, „kleine“ Baumkurre ≤300 PS), z. T. werden ergänzend die Maschenweite bzw. die Zielarten genannt („große“ Baumkurren: vorwiegend Plattfische, Maschenweiten ≥ 80 mm, „kleine“ Baumkurre: vorwiegend Krabben, 16 bis 32mm).

4.2.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Fischerei mit großen Baumkurren fand in den deutschen Gewässern der Nordsee im Zeitraum 2012–2014 v. a. außerhalb der NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt (Abb. 40). Schwerpunkte waren der Zentrale Bereich der Deutschen Bucht sowie das NSG „Doggerbank“. Der Aufwand in den befischten Bereichen lag unter 100 Stunden je „c-square“ und Jahr.

Mit kleinen Baumkurren wurde hauptsächlich im Küstenbereich und im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gefischt (Abb. 41). Der Aufwand lag hier in großen Bereichen über 500 Stunden je „c-square“ und Jahr.

Grundscherbrettnetze wurden v. a. im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ und in den Bereichen zwischen den Schutzgebieten eingesetzt (Abb. 42). Der Fischereiaufwand lag überwiegend zwischen 100 und 200 Stunden je „c-square“ und Jahr.

Die grundberührende Waden(Seine)fischerei fand im Meeresgebiet zwischen 2012 und 2014 v. a. im Bereich des NSG „Doggerbank“ und nordwestlich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt (Abb. 43). Die Ausprägung lag kleinflächig bei einem Aufwand von 10–100 Stunden je „c-square“ und Jahr.

Meeresschutzgebiete Nordsee

Fischerei mit Dredgen wurde in der deutschen AWZ der Nordsee v. a. im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in einem kleinen Bereich sowie hauptsächlich im Küstenmeer durchgeführt (Abb. 44). Der Fischereiaufwand lag in der deutschen AWZ der Nordsee überwiegend zwischen 5 und 100 Stunden je „c-square“ und Jahr. Im Jahr 2014 fand in der deutschen AWZ keine Fischerei mit Dredgen statt.

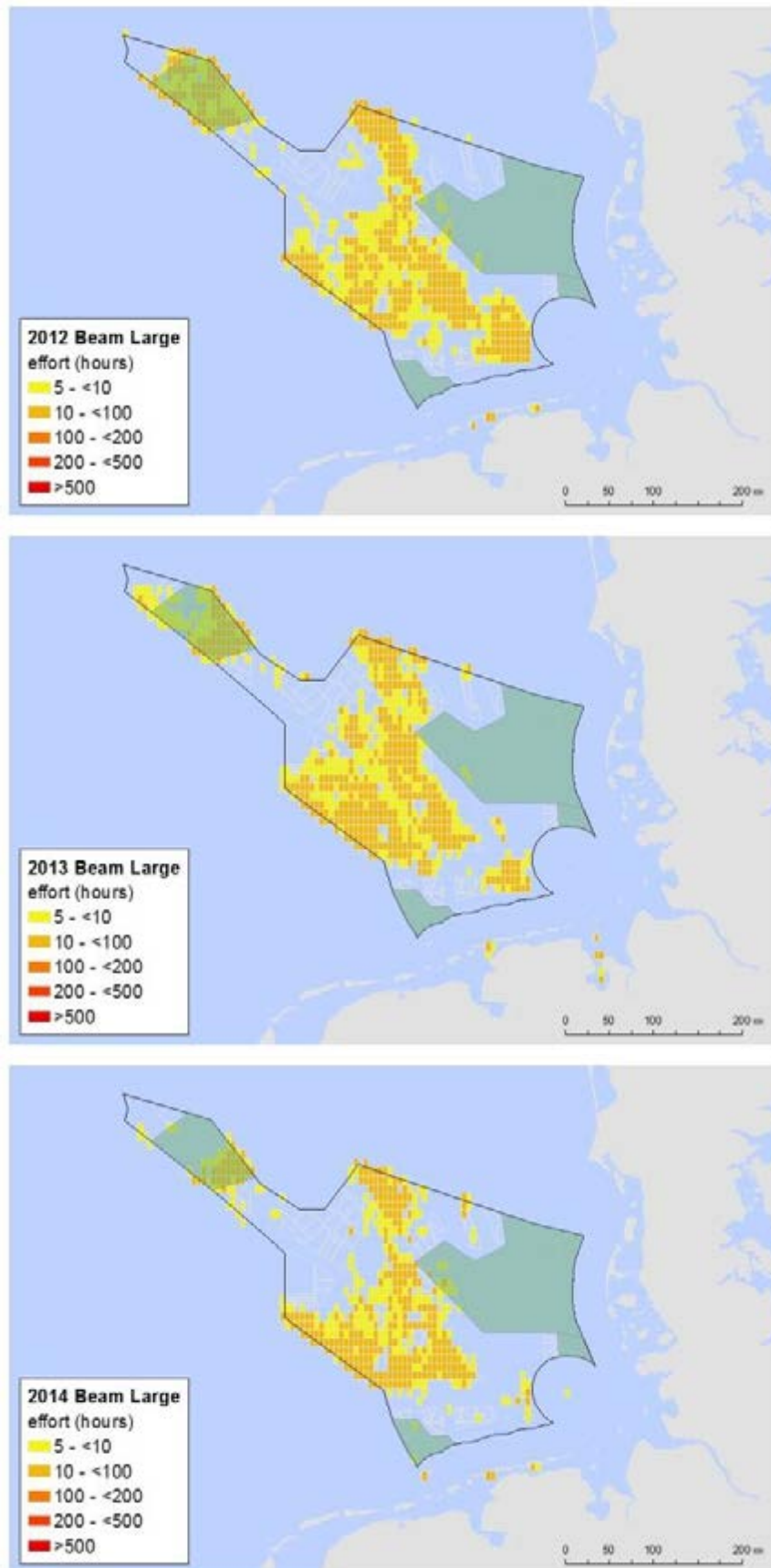


Abb. 40: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für 'Große Baumkurrenfahrzeuge - vorwiegend Plattfisch-Baumkurre' (beam large) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.

Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

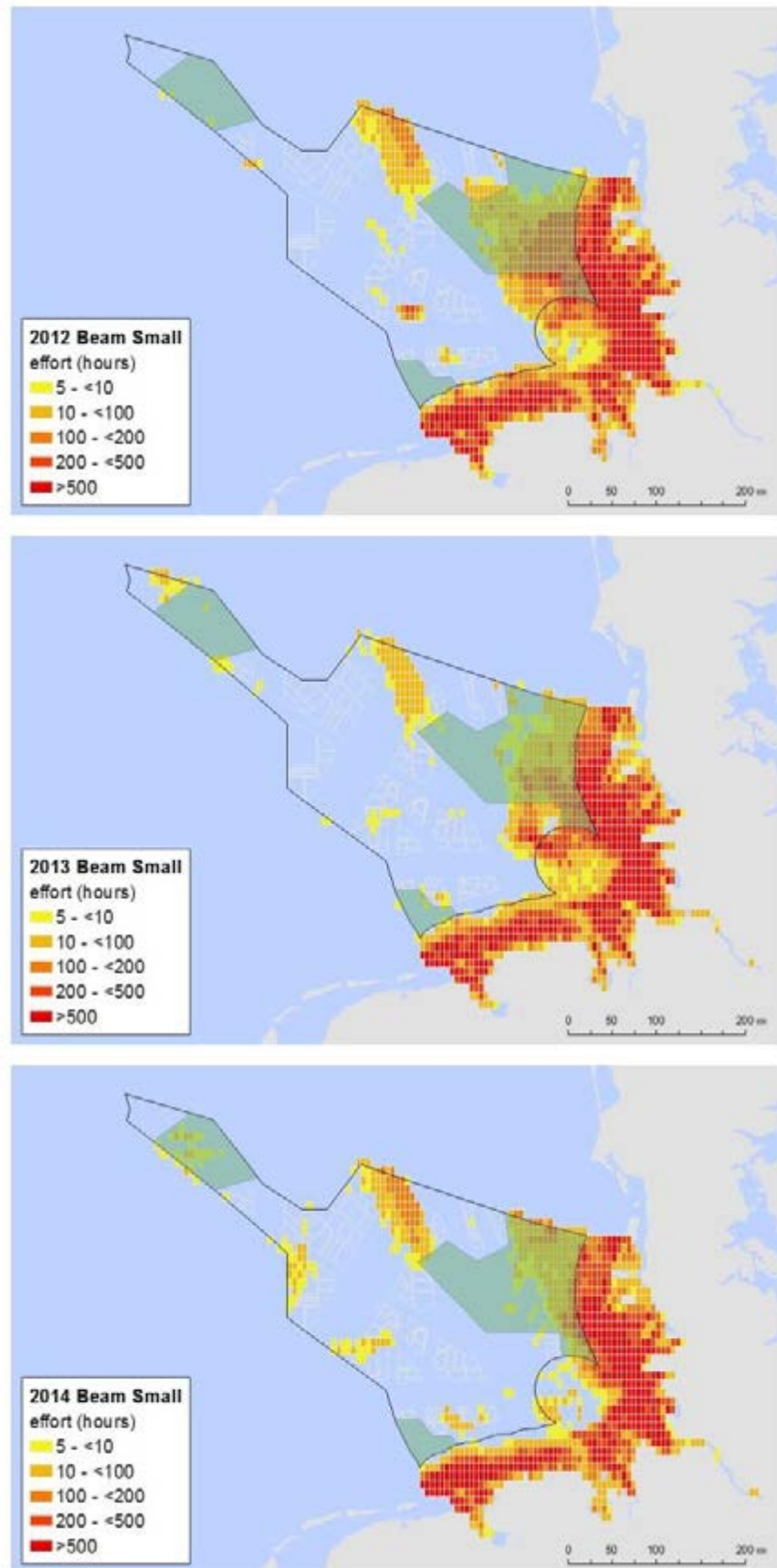


Abb. 41: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für 'Kleine Baumkurrenfahrzeuge - vorwiegend Garnelen-Baumkurre' (beam small) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.

Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

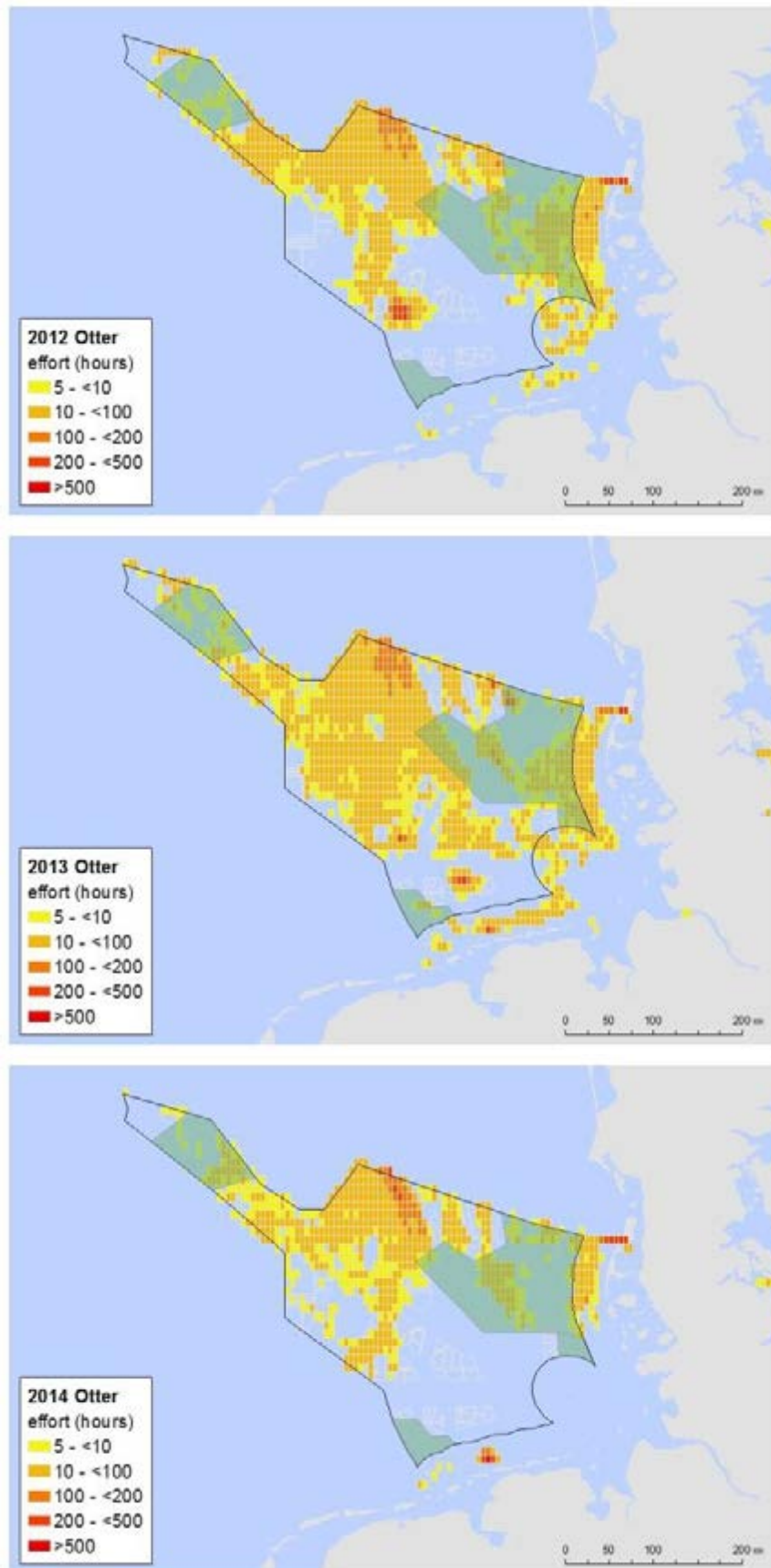


Abb. 42: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Grundschieppnetze (otter trawl) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.
Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

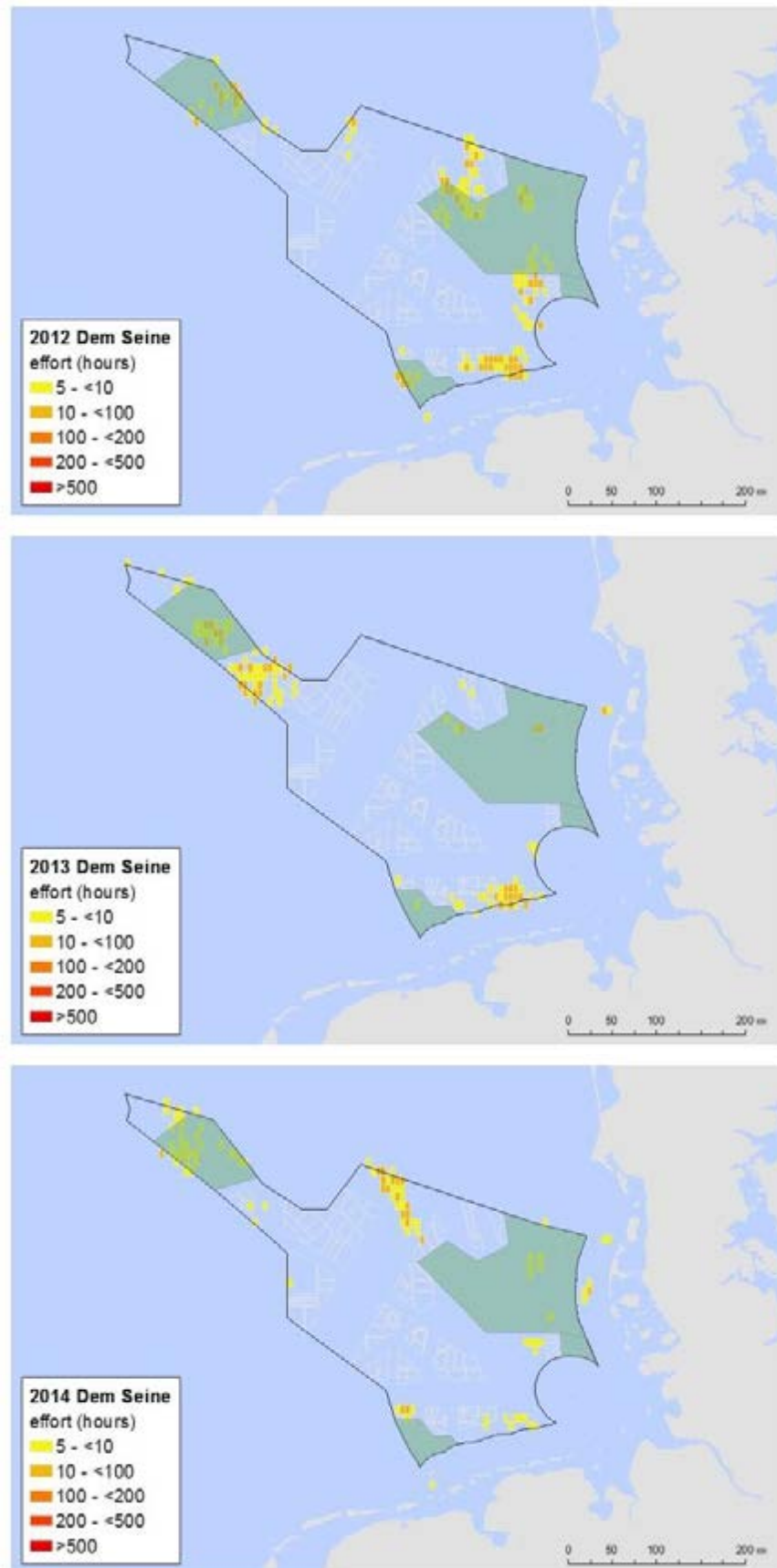


Abb. 43: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die grundberührende Waden(Seine)fischerei (demersal seine) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.

Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

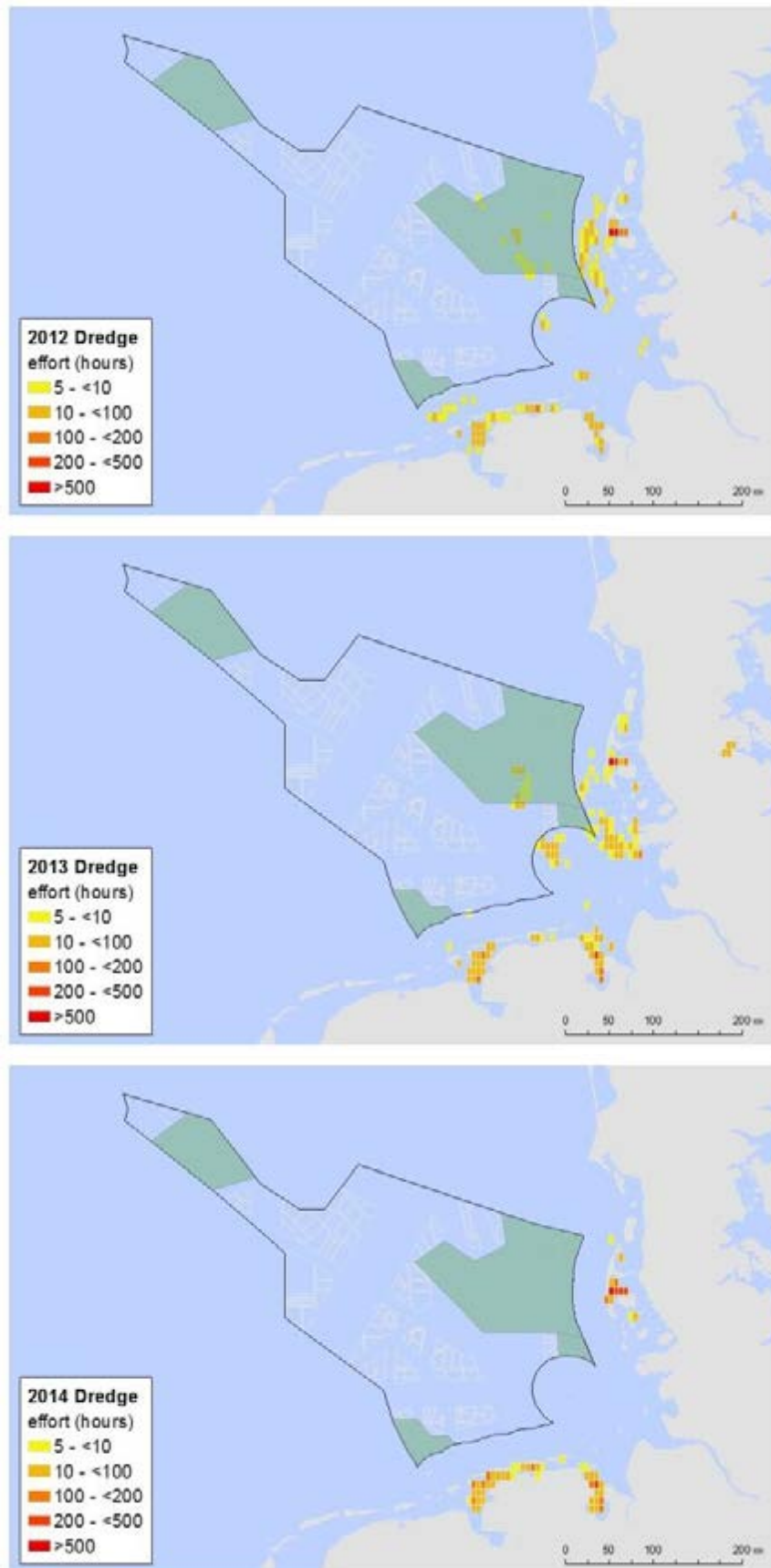


Abb. 44: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die Dredgenfischerei (dredge) in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.
Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

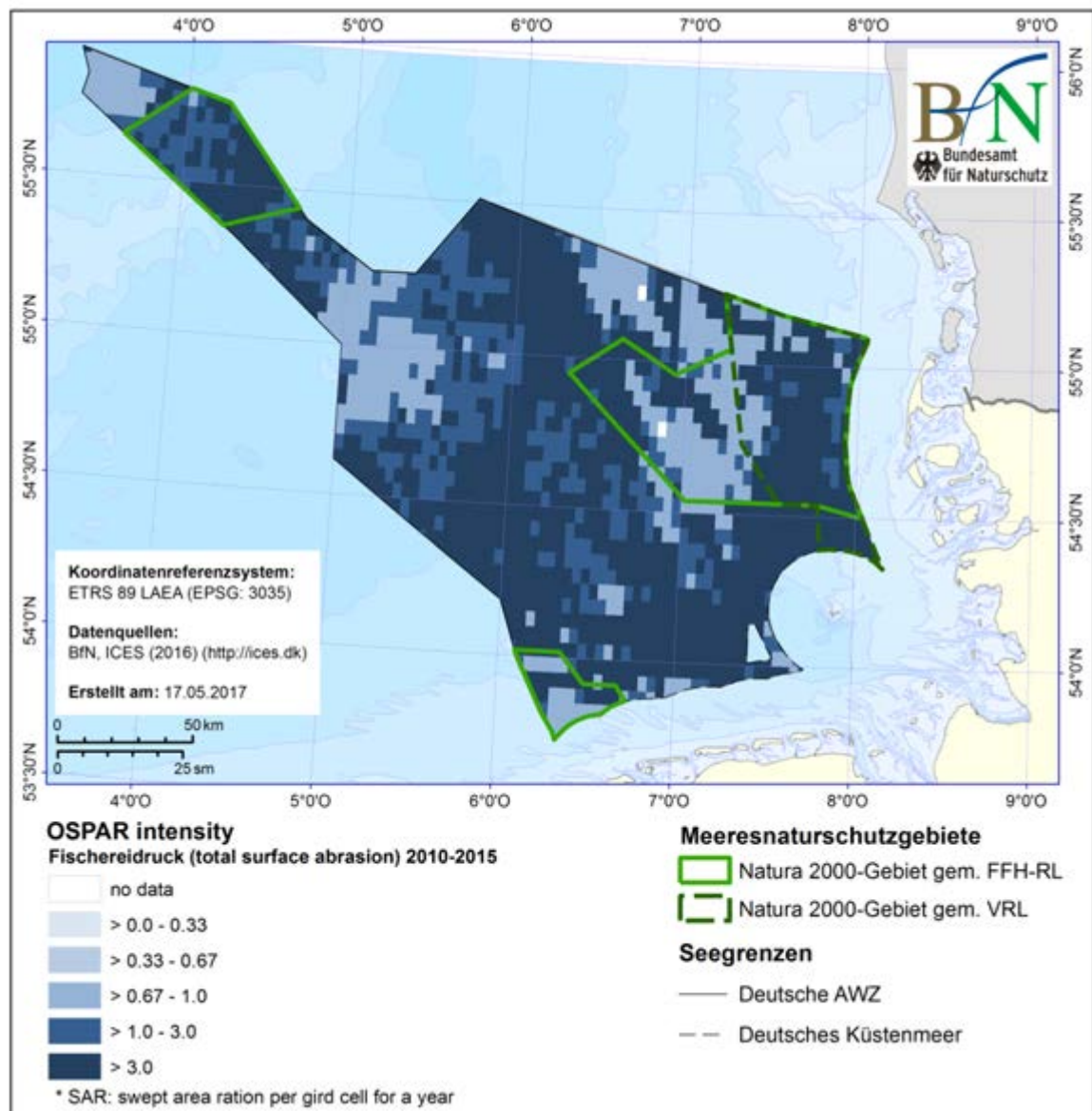


Abb. 45: Intensität der fischereilichen Nutzung durch die grundberührende Fischerei in der deutschen AWZ der Nordsee 2015.

Quelle: ICES 2016¹⁰⁶

NSG „Borkum Riffgrund“

Nach Pedersen et al. (2009) fand in den Jahren 2005–2008 v. a. Grundschleppnetzfisherei auf Sandaale mit jährlichen Fangmengen von 524–1.705 t pro Jahr sowie Baumkurrenfischerei auf Plattfische mit 61–97 t pro Jahr im Gebiet statt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Die Fischerei mit den großen Baumkurren fand im Jahr 2014 in einem kleinen Bereich im nordöstlichen Teil des Schutzgebietes mit einem Gesamtaufwand von 12 Stunden pro Jahr statt (Pedersen et al. 2009). Auch die Fischerei mit kleinen Baumkurren fand mit

¹⁰⁶ ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Data%20outputs/OSPAR_mapping_bottom_fishing_intensity_data_outputs_2016.zip; 05.04.2017

einem Gesamtaufwand von 24–103 Stunden pro Jahr zwischen 2012 und 2014 nur in einem geringen Umfang statt.

Zum Schutz ausgewählter Fischbestände durch Reduzierung des Rückwurfs von Jungfischen wurde 1989 durch die Europäische Union ein Plattfischschutzgebiet, die sogenannte Schollenbox, eingerichtet (Europäische Kommission 2005). Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt bis auf einen kleinen Teil im nördlichen Bereich dieser Schollenbox. Seit 1994 ist die Schollenbox für Baumkurrenkutter mit einer Länge von über 24 m und einer Maschinenleistung von mehr als 300 PS (221 kW) geschlossen (Aviat et al. 2011). Allerdings werden weitreichende Ausnahmen zugelassen, so dass sie als Managementmaßnahme höchst umstritten ist (Wolff et al. 2014). Alle für die Schollenbox zugelassenen Fahrzeuge sind auf einer Liste für Baumkurrenkutter eingetragen. Dies sind ca. 95 % der in Deutschland registrierten Baumkurrenkutter (227 von 239 Kuttern, Stand Sept. 2013) (EU Flottenregister 2013).

Scherbrett-Grundschieppnetzfisherei fand im Jahr 2013 im mittleren östlichen Bereich auf einer kleinen Fläche mit einem Gesamtaufwand von 79 Stunden pro Jahr statt.¹⁰⁷ Hier handelt es sich gemäß Sell et al. (2011) um Industriefischerei auf Sandaal und Sprotte durch dänische und britische Fahrzeuge. Fänge dieser Fischereien haben einen hohen Anteil an den Anlandungen aus dem NSG „Borkum Riffgrund“ (Sell et al. 2011).

Der Art. 29 Abs. 1 der Verordnung 850/98/EG regelt, dass Schiffe mit einer Länge von mehr als 8 m dort nicht mit Grundschieppnetzen, Snurrewaden oder ähnlichen geschleppten bzw. gezogenen Netzen fischen dürfen. Abweichend davon dürfen Snurrewaden mit einer Maschenöffnung von > 100 mm eingesetzt oder Sandaale und Sprotten unter bestimmten Voraussetzungen mit Grundschieppnetzen gefangen werden (Art. 29 Abs. 4).

Die grundberührende Waden(Seine)fischerei fand mit einem Gesamtaufwand von 86 Stunden pro Jahr nur 2012 in einem nennenswerten Umfang statt.

Fischerei mit Dredgen fand zwischen 2012 und 2014 im Gebiet nicht statt.

NSG „Doggerbank“

Nach Deutscher Bundestag (2016a) fand in den Jahren 2005–2008 v. a. Schleppnetzfisherei auf Sandaale mit jährlichen Fangmengen von 2.229–12.444 t pro Jahr im Gebiet statt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Im Gebiet fand die Fischerei mit großen Baumkurren im Jahr 2012 nahezu flächendeckend mit einem Gesamtaufwand von 1.417 Stunden pro Jahr statt (Deutscher Bundestag 2016a). Im Jahr 2013 ging der Gesamtaufwand auf 1.052 Stunden pro Jahr zurück und diese Fischerei wurde nur noch im südlichen Teil des Gebietes ausgeübt. Im Jahr 2014 betrug der Gesamtaufwand nur noch 530 Stunden pro Jahr. Mit kleinen Baumkurren wurde nur im Jahr 2014 und nur im nordöstlichen Bereich mit einem nennenswerten Gesamtaufwand von 211 Stunden pro Jahr gefischt.

¹⁰⁷ Die Zahl ist möglicherweise geringer, da in Deutscher Bundestag (2016a) nicht zwischen pelagischer und grundberührender Schleppnetzfisherei unterschieden wird.

Die Grundschieppnetzfisherei fand im Gebiet in den Jahren 2012 und 2013 im gesamten Bereich, jedoch nicht flächendeckend, mit einem geringen Aufwand statt. Im Jahr 2014 fand die Grundschieppnetzfisherei flächendeckend im südlichen Bereich mit einem geringen Aufwand pro Jahr statt. Laut Deutscher Bundestag (2016a) lag der Gesamtaufwand für Schieppnetze 2012 bei 424 Stunden, 2013 bei 468 Stunden und 2014 bei 626 Stunden pro Jahr (vgl. Fußnote 107). Gemäß Sell et al. (2011) handelt es sich hier bei der Grundschieppnetzfisherei hauptsächlich um Industriefisherei auf Sandaale.

Im Gebiet fand in den Jahren 2012–2014 weiterhin die grundberührende Waden(Seine)fisherei statt. Die Fisherei fand nicht flächendeckend über das gesamte Gebiet verteilt mit einem Gesamtaufwand von 196–228 Stunden pro Jahr statt (Deutscher Bundestag 2016a).

Fisherei mit Dredgen fand im Gebiet zwischen 2012 und 2014 nicht statt.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Nach Pedersen et al. (2009) fand in den Jahren 2005–2008 v. a. Grundschieppnetzfisherei auf Sandaale mit jährlichen Fangmengen von 710–12.320 t pro Jahr sowie kleine Baumkurrenfisherei auf Garnelen mit 1.415–3.710 t pro Jahr im Gebiet statt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Im Gebiet fand die Fisherei mit großen Baumkurren zwischen 2012 und 2014 nur in einem kleinen Bereich und nur mit geringem Gesamtaufwand von 35–102 Stunden pro Jahr im westlichen Teil des Schutzgebietes statt (Deutscher Bundestag 2016a).

Die kleine Baumkurrenfisherei ist die häufigste Fishereiform im Gebiet. Der Aufwand und die beanspruchte Fläche durch die kleine Baumkurrenfisherei nahmen jedoch von 2012–2014 kontinuierlich ab. Im Jahr 2012 wurden ca. 80 % der Fläche des Schutzgebietes mit einem Gesamtaufwand von mehr als 43.000 Stunden pro Jahr befischt. Im Jahr 2013 sanken die befischte Fläche auf ca. 60 % und der Gesamtaufwand auf ca. 27.000 Stunden und im Jahr 2014 die befischte Fläche auf ca. 40 % sowie der Gesamtaufwand auf ca. 18.000 Stunden pro Jahr (Deutscher Bundestag 2016a).

Im Jahr 2012 fand die Grundschieppnetzfisherei auf etwa 50 % der Fläche des Gebietes, vorwiegend im östlichen Bereich statt. Der Gesamtaufwand lag bei ca. 3.000 Stunden pro Jahr.¹⁰⁷ Im Jahr 2013 wurde zusätzlich ein größerer Bereich im westlichen Teil befischt und der Gesamtaufwand stieg auf über 4.500 Stunden pro Jahr. Im Jahr 2014 ging die Grundschieppnetzfisherei im Gebiet stark zurück. Sie fand hauptsächlich im zentralen Bereich des Schutzgebietes statt. Der Gesamtaufwand betrug ca. 1.500 Stunden pro Jahr. Die Sandaalfisherei hat in Bezug auf die Fangmenge wahrscheinlich den größten Anteil an der Grundschieppnetzfisherei im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Sell et al. 2011).

Die grundberührende Waden(Seine)fisherei fand hauptsächlich im Jahr 2012 im Gebiet in kleinen Bereichen und nur mit geringem Gesamtaufwand von ca. 340 Stunden pro Jahr

statt (Deutscher Bundestag 2016a). In den Jahren 2013 und 2014 ging diese Fischerei noch weiter zurück. Der Gesamtaufwand betrug nur noch ca. 50 Stunden pro Jahr.

Nur im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ findet in der deutschen AWZ der Nordsee die Fischerei mit Dredgen statt. Diese Fischereiform fand allerdings im Untersuchungszeitraum nur 2012 und 2013 im südlichen mittleren Teil des Gebietes mit einem Gesamtaufwand von ca. 150 Stunden pro Jahr statt (Deutscher Bundestag 2016a).

4.2.2 Berufsfischerei: pelagische Schleppnetzfisherei

4.2.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die pelagische Schleppnetzfisherei lässt sich anhand der Fischereigeräte in zwei Formen unterteilen (siehe Tab. 53).

Tab. 53: Einteilung der Fischereiarten der pelagischen Schleppnetzfisherei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggeräts	Fanggeräte-Einzelbezeichnung und Codes im EU-Flottenregister gemäß der Verordnung (EG) Nr. 26/2004 und der Durchführungsverordnung (EU) Nr. 404/2011 der Europäischen Kommission	
Schleppnetze	Pelagische Scherbrettnetze	OTM
	Pelagische Zweischiifschleppnetze	PTM

Pelagische Schleppnetze werden im freien Wasserkörper (pelagisch) oder an der Wasseroberfläche eingesetzt. Nach Art der horizontalen Aufspreizung der Netzöffnung unterscheidet man pelagische Scherbrett-Schleppnetze und pelagische Zweischiif-Schleppnetze. Zielarten in der Nordsee sind vor allem die pelagischen Schwarmfischarten Hering, Sprotte und Makrele. Pelagische Schleppnetze sind nicht grundberührend und haben keinen Einfluss auf den Meeresboden.

4.2.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Für die Deutsche Nordsee liegen Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden pro Jahr für die ICES-Rectangles vor. Flächenschärfere Daten der internationalen Fischerei liegen nicht vor, in Schulz (2016) liegen aber nach Nationen (Deutschland, Dänemark, Niederlande, Schweden) getrennte Daten für die Jahre 2012–2015 vor.

Die pelagische Schleppnetzfisherei fand nach den ICES-Daten in großen Teilen der Deutschen Bucht zwischen 2012 und 2014 nur in geringem Umfang statt. Ein größerer Fischereiaufwand ist demnach nur im nördlichen Bereich der deutschen AWZ der Nordsee vorhanden. Hier lag der Aufwand je Rectangle bei bis zu 5.775 Stunden pro Jahr.

Die in Schulz (2016) enthaltenen Daten für vier Nationen zeigen, dass nur Dänemark in nennenswertem Umfang pelagische Schleppnetzfisherei betreibt (eine Darstellung für

die anderen Nationen entfällt daher), v. a. aber außerhalb der Meeresschutzgebiete (s. Abb. 46 und Abb. 47). Im NSG „Borkum Riffgrund“ findet demnach keine pelagische Schleppnetzfisherei statt.

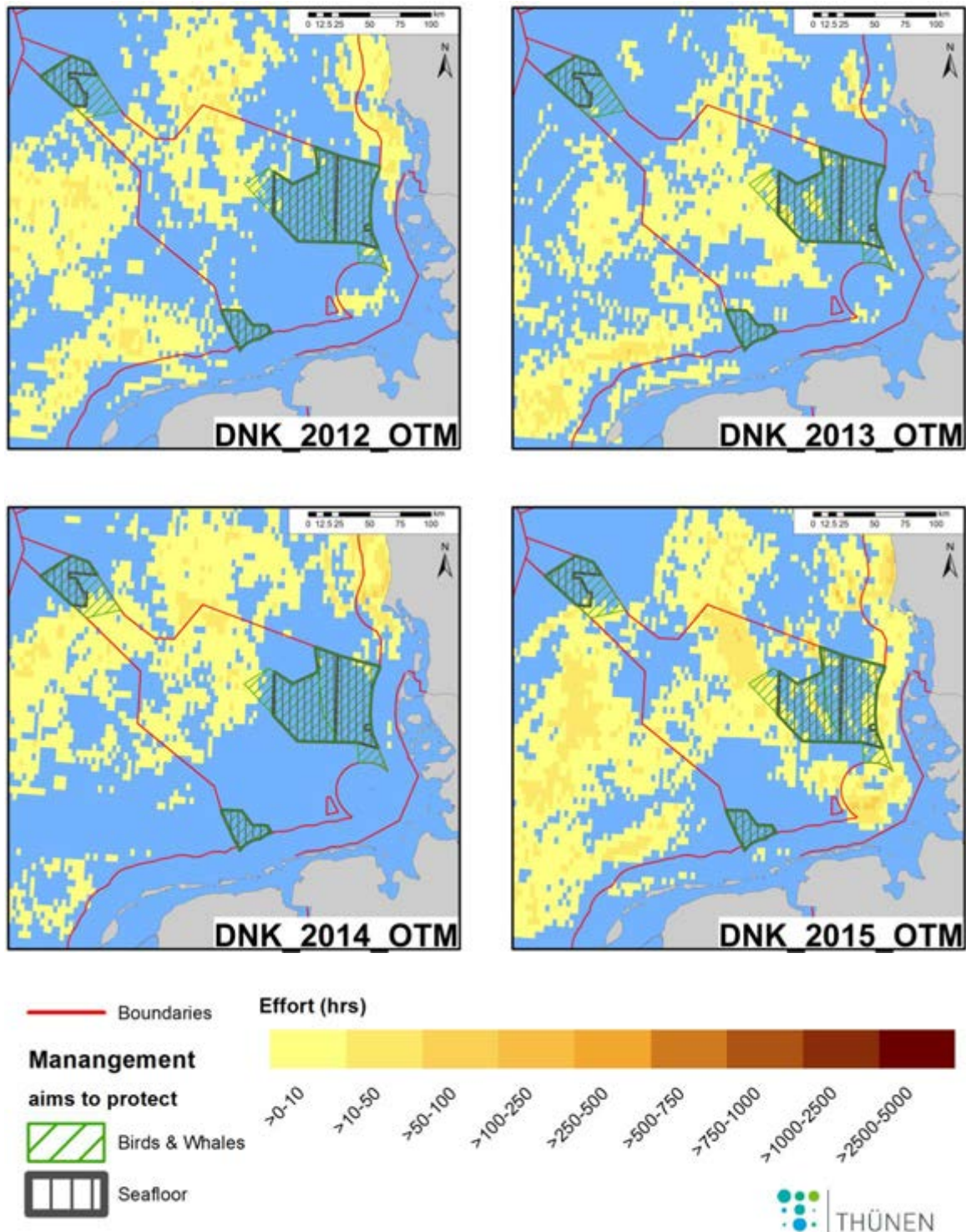


Abb. 46: Verteilung des dänischen Fischereiaufwandes für die pelagische Schleppnetzfisherei (OTM) in Stunden/Jahr (effort hours).
Quelle: Schulz (2016)

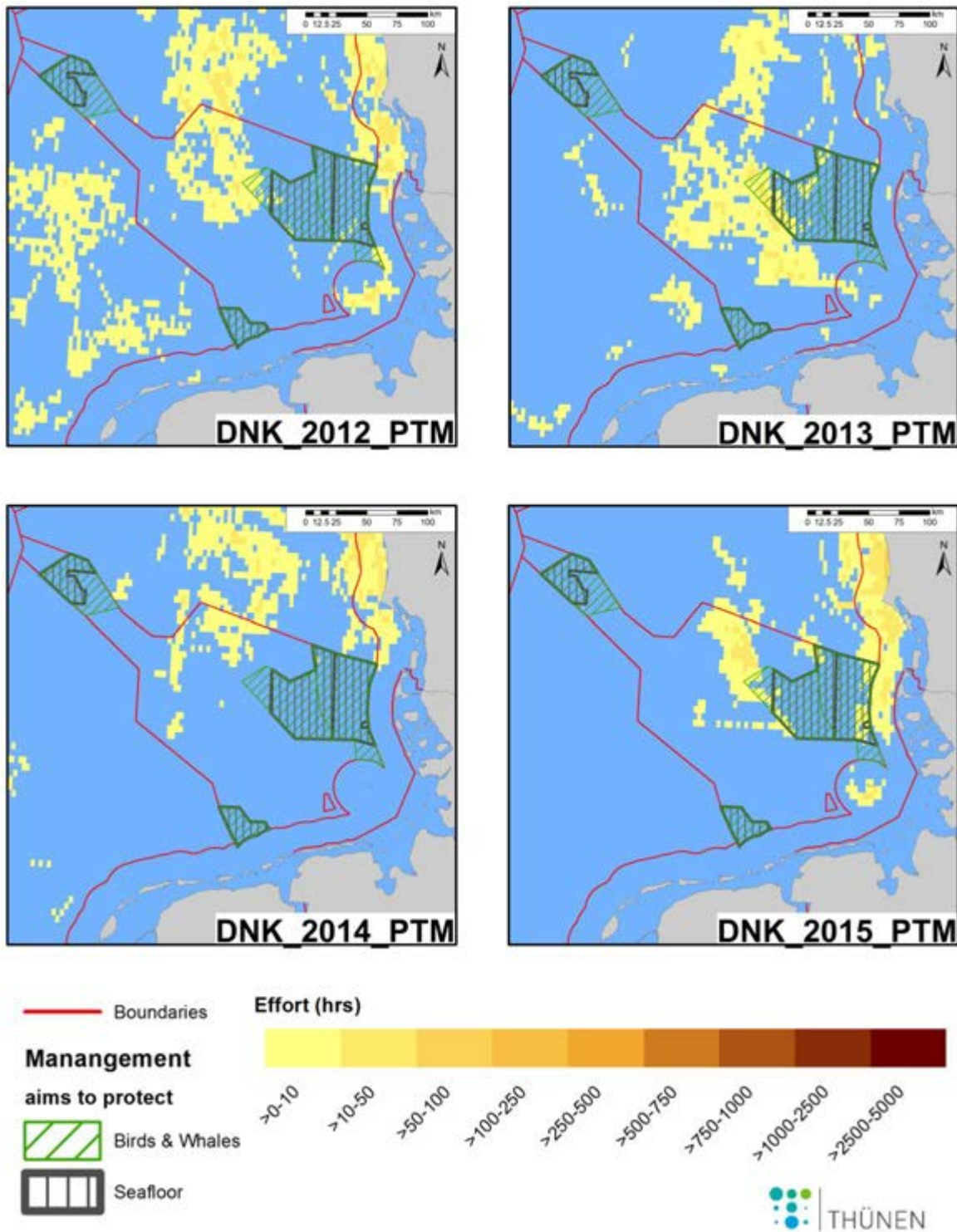


Abb. 47: Verteilung des dänischen Fischereiaufwandes für die pelagische Schleppnetzfisherei (PTM) in Stunden/Jahr (effort hours).
Quelle: Schulz (2016)

4.2.3 Berufsfischerei: Stellnetzfisherei

4.2.3.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Stellnetzfisherei lässt sich anhand der Fischereigeräte in mehrere Formen unterteilen (siehe Tab. 54).

Tab. 54: Einteilung der Fischereiarten der Stellnetzfisherei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggeräts	Fanggeräte-Einzelbezeichnung und Codes im EU-Flottenregister gemäß der Verordnung (EG) Nr. 26/2004 und der Durchführungsverordnung (EU) Nr. 404/2011 der Europäischen Kommission	
Kiemennetze und vergleichbare Netze	Stellnetze-Kiemennetze	GNS
	Treibnetze	GND
	Umschließende Kiemennetze	GNC
	Stellnetze-Verwickelnetze (Trammelnetze)	GTR
	Kombinierte Kiemen-/Verwickelnetze (Trammelnetze)	GTN

Stellnetze bestehen normalerweise aus einer Netzwand aus einfädiger oder geflochtener Nylonschnur. Fische werden gefangen, wenn sie beim Versuch des Durchschwimmens mit dem Kopf stecken bleiben und sich beim Befreiungsversuch weiter verheddern. Diese Netze werden daher auch als Kiemen- und Verwickelnetze bezeichnet.

Es wird zwischen pelagialen Stellnetzen und Grundstellnetzen unterschieden. Stellnetze werden an den Enden fest verankert und können eine Gesamtlänge von mehreren km haben (Zimmerman, pers. Mitteilung). Nach Steinberg & Bohl (1985) wurden bei Fangversuchen südlich der Doggerbank Gesamtlängen von 120-3000 m verwendet. Dabei werden einzelne Stellnetz-Blätter miteinander verknüpft. Die in der dänischen und deutschen Fischerei verwendeten Stellnetz-Blätter sind jeweils 50-60 m lang (Thünen-Institut für Ostseefischerei, Hr. Zimmermann, pers. Mitteilung). Die Pflicht, Angaben zum Fanggerät, wie Länge und Höhe des eingesetzten Stellnetzes, in das Fischereilogbuch einzutragen, wurde erst mit der Durchführungsverordnung (EU) 2015/1962 der Kommission vom 28. Oktober 2015 (ABl. EU L 287) bzw. der Änderung der Durchführungsverordnung zur Kontrollverordnung (EU) Nr. 404/2011 (ABl. EU L 112) zum Ende des Jahres 2015 eingeführt. Angaben zu den tatsächlich verwendeten Netzlängen liegen daher nicht vor. Zielfischarten in der Nordsee sind v. a. Kabeljau und Plattfische. Stellnetze zum Fang von Kabeljau haben eine Maschenöffnung von 140–160 mm. Stellnetze zum Fang von Plattfischen haben eine Maschenöffnung von 94–110 mm (Deutscher Bundestag 2016a).

In der Nordsee (ICES-Untergebiet IV) ist es gemäß der Verordnung 812/2004 Schiffen mit einer Gesamtlänge von 12 m oder mehr untersagt, vom 1. August bis 31. Oktober stationäre Kiemen- oder Verwickelnetze oder eine Kombination dieser Netze mit einer Gesamtlänge von bis zu 400 m und ganzjährig stationäre Kiemen- und Verwickelnetze mit einer Maschenweite ≥ 220 mm einzusetzen, ohne gleichzeitig aktive akustische Ab-

schreckvorrichtungen zu verwenden. Erlaubt ist der Einsatz von akustischen Abschreckvorrichtungen mit bis 150 re 1 μ Pa 1 m.

4.2.3.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Fischerei mit Stellnetzen fand in den deutschen Gewässern der Nordsee im Zeitraum 2012–2014 v. a. in den NSG „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie in den Bereichen zwischen den beiden Gebieten statt (Abb. 48). Der Aufwand in den befischten Bereichen lag bei unter 200 Stunden je „c-square“ und Jahr.

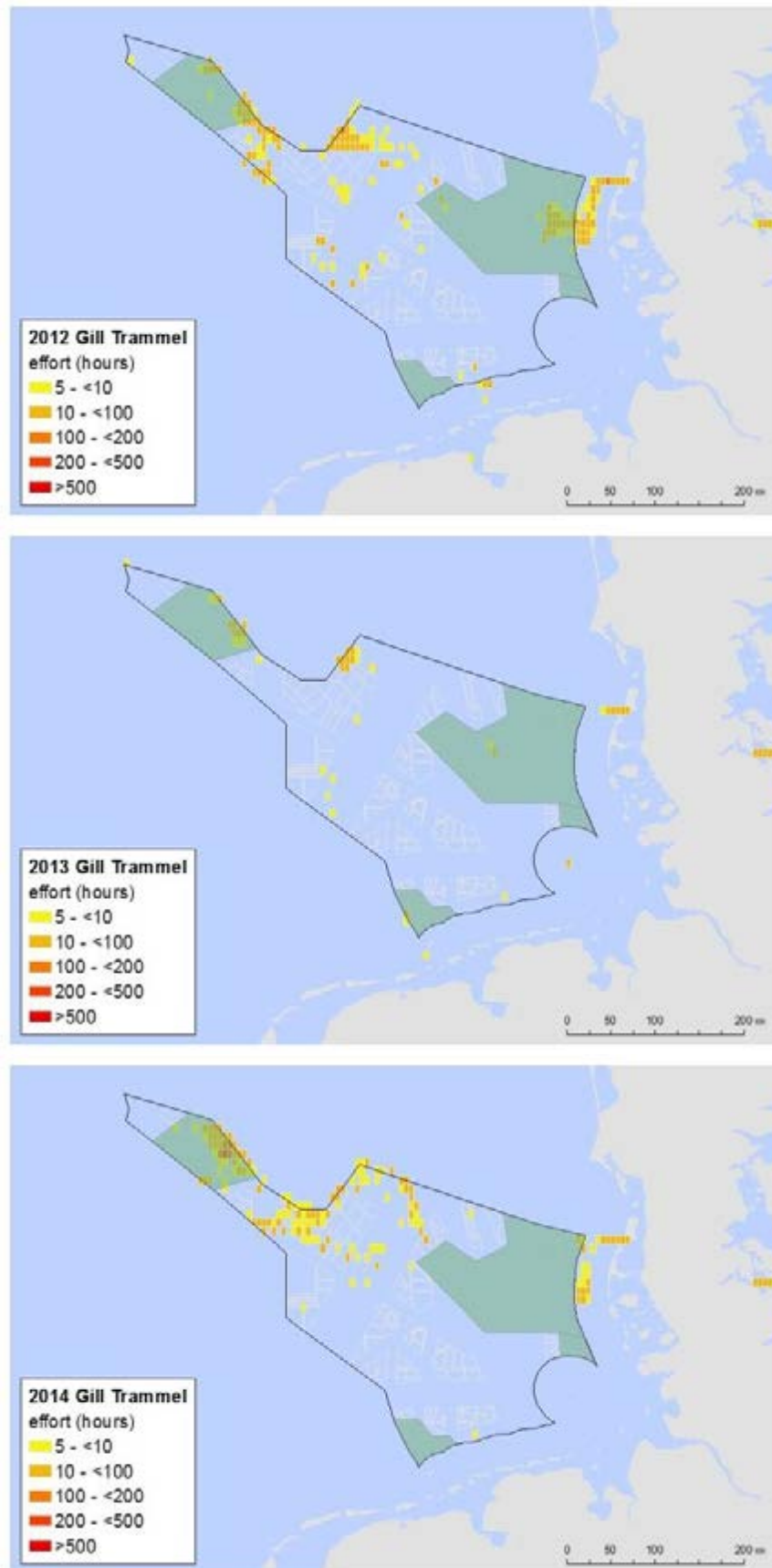


Abb. 48: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Stell- und Verwickelnetze, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.
Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

NSG „Borkum Riffgrund“

Nach Christiansen (2011) fand im Jahr 2006 v. a. eine gemischte Plattfisch-Fischerei auf Seezunge, Scholle, Steinbutt und Kliesche im Zeitraum von Mai bis Oktober statt. Dabei wurden Grundstellnetze mit einer Netzhöhe von 1 m und einer Länge von 60 m ausgebracht. Pro Schiff wurden 2006 Netze mit einer Gesamtlänge von 12–18 km gesetzt. Laut Pedersen et al. (2009) wurden im Zeitraum 2005–2008 Stellnetze zwischen April und Juli gesetzt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Stellnetzfisherei fand im Betrachtungszeitraum 2012–2014 nur im Jahr 2013 auf einer kleinen Fläche im westlichen Bereich mit einem Aufwand von 21 Stunden pro Jahr statt (Deutscher Bundestag 2016a). Auch 2015 erfolgte Stellnetzfisherei nur in sehr geringem Umfang (< 10 Stunden) im östlichen Teil (Schulz 2016).

NSG „Doggerbank“

Laut Christiansen (2011) fand im Jahr 2006 im Gebiet Stellnetzfisherei mit 4,5 m hohen und 60 m langen Stellnetzen statt. Dabei wurden jeweils 12–18 km an Gesamtlänge gleichzeitig ausgebracht. Zielarten im Jahr 2006 waren Kabeljau, Hechtdorsch, Scholle, Steinbutt, Glattbutt, Kliesche und Dornhai. Laut Pedersen et al. (2009) wurden im Zeitraum 2005–2008 Stellnetze zwischen Mai und Dezember gesetzt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Stellnetzfisherei fand im Betrachtungszeitraum 2012–2014 in allen Jahren flächig in der gesamten nordöstlichen Hälfte des Gebietes statt. Der höchste Aufwand lag mit 1.712 Stunden im Jahr 2014, gefolgt von 423 Stunden im Jahr 2012 und 129 Stunden im Jahr 2013 (Deutscher Bundestag 2016a). Im Betrachtungszeitraum war eine Zunahme der von der Nutzung eingenommenen Fläche und der Intensität zu verzeichnen. In welchem Umfang die Nutzung aktuell stattfindet, ist nicht bekannt. Aufgrund der Zunahme der Nutzung von 2012–2014 muss mit einer ähnlichen oder höheren Intensität und Flächennutzung wie im Jahr 2014 gerechnet werden.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Welche Stellnetze im Gebiet eingesetzt wurden, ist nicht bekannt. Im Jahr 2006 waren die Hauptzielarten Scholle, Kabeljau, Glattbutt und Kliesche. Laut Pedersen et al. (2009) wurden im Zeitraum 2005–2008 Stellnetze im Bereich I ganzjährig und im Bereich II im April und Juni gesetzt. Aktuellere Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Im Betrachtungszeitraum 2012–2014 fand Stellnetzfisherei nur im Jahr 2012 auf einer größeren Fläche in der östlichen Hälfte des Gebietes mit einem Aufwand von über 400 Stunden pro Jahr statt. In den Jahren 2013 und 2014 lag der Aufwand bei unter 30 Stunden pro Jahr (Deutscher Bundestag 2016a). In welchem Umfang die Nutzung aktuell stattfindet, ist nicht bekannt. Aufgrund des geringen Umfangs der Nutzung in den Jahren 2013–2014 wird die Nutzung aktuell wahrscheinlich ebenfalls nur in einem geringen Umfang im Gebiet ausgeübt.

4.2.4 Berufsfischerei: Reusen und Fallen

4.2.4.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Bei Reusen und Fallen (Code FPO im EU-Flottenregister) handelt es sich um große stationäre Netze, Barrieren, Fallen oder Reusen, in die Fische freiwillig hineinschwimmen und dann am Entkommen gehindert werden. Sie sind daher so konstruiert, dass der Eingang keinen Rückweg bietet. Fallen haben in der Regel die Form eines Käfigs oder eines Korbes mit einem oder mehreren Eingängen. Die Abmessungen können von Vasengröße bis hin zur Größe eines Kleinwagens reichen. Für die Herstellung wird eine große Spanne an natürlichen und synthetischen Materialien verwendet (u. a. Holz, Bambus, Netzmaterial). Sie werden meist am Boden ausgesetzt und einzeln oder in Reihen ausgebracht. Mit Reusen und Fallen werden v. a. verschiedene Krebstiere, Plattfische, Aale und dorschartige Fische gefangen.

4.2.4.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Fischerei mit Reusen und Fallen fand in den deutschen Gewässern der Nordsee im Zeitraum 2012–2014 fast ausschließlich im westlichen Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt (Abb. 49), nur 2015 trat die Nutzung auch im NSG „Borkum Riffgrund“ auf (Schulz 2016).

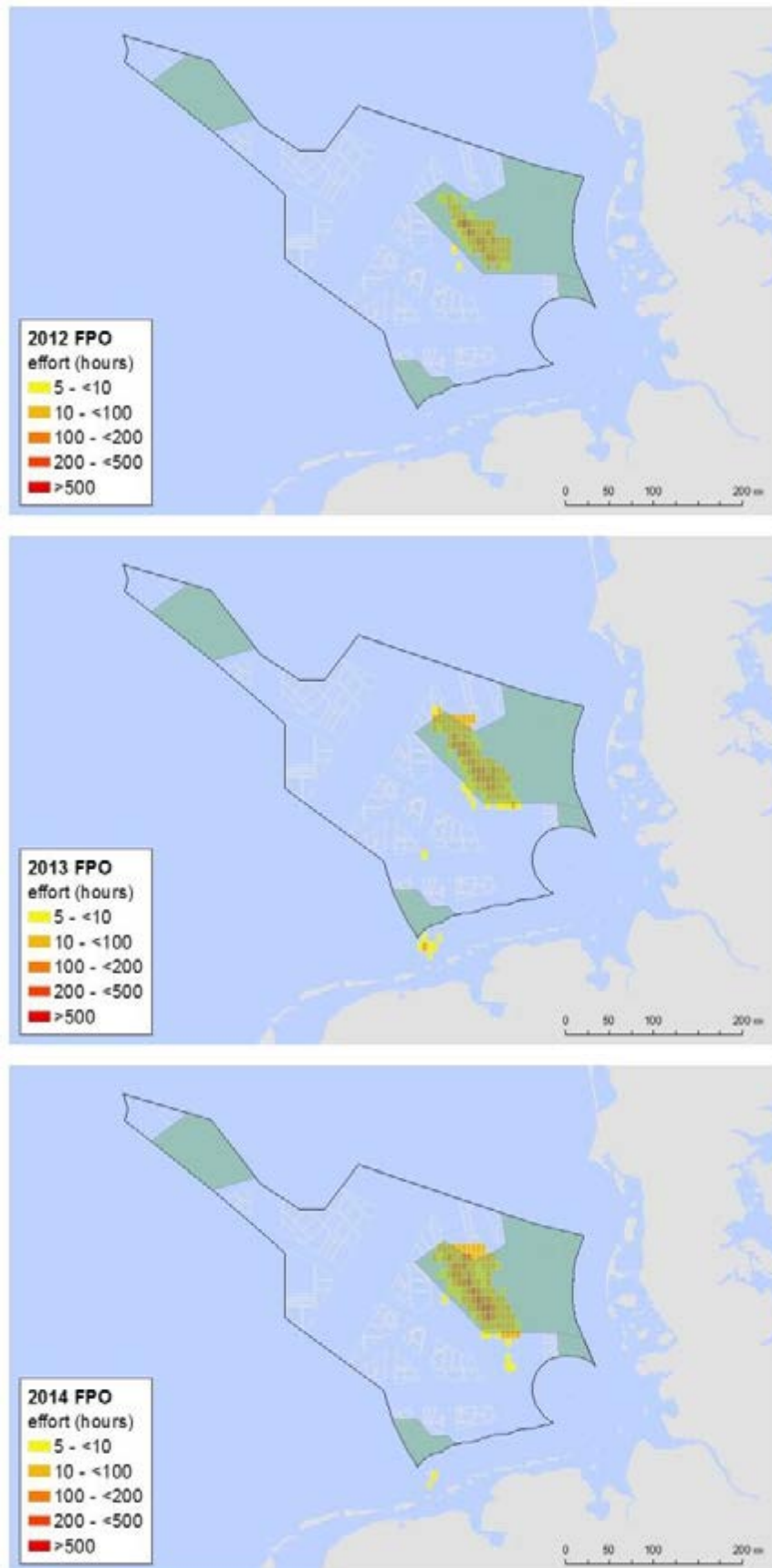


Abb. 49: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Fallen und Reusen, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Nordsee, 2012–2014.
Quelle: BMEL/BMUB (unveröffentlicht)

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Gebiet fand zwischen 2012 und 2014 keine Fischerei mit Reusen und Fallen statt. 2015 wurde Fischerei mit Reusen und Fallen betrieben, Aufwandszahlen und Angaben zu den Zielarten liegen aber nicht vor (Schulz 2016).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Gebiet fand zwischen 2012 und 2014 Fischerei mit Reusen und Fallen im westlichen Bereich auf einer Fläche von ca. 30 % des Gebietes statt. Der Aufwand lag teilweise bei bis zu 500 Stunden je „c-square“ und Jahr. Es handelt sich dabei um eine Taschenkrebsfischerei mit Krebsskörben (Pods; vgl. Pedersen et al. 2009).

4.2.5 Freizeitfischerei

4.2.5.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Freizeitfischerei in Deutschland umfasst die Gruppen der Angler, die zum Fischfang Handangeln und Senknetze einsetzen, und der Hobbyfischer, die außerdem Stellnetze, Reusen, Aalkörbe und Langleinen einsetzen (BFAFi-OSF 2007). In der deutschen Nordsee findet hauptsächlich das Angeln von Booten und Schiffen aus statt.

Durch die sehr effektive technische Ausrüstung (z. B. Echolot) und effiziente Arbeitsweise durch gezielte Ansteuerung ertragreicher Fanggründe ergeben sich entsprechend hohe Fangraten von bis zu knapp 200 Fischen pro Angler und Tag (Internetquellen).

4.2.5.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Hochseeangelfahrten für Angeltouristen werden aktuell (Stand 16.03.2017) in der deutschen Nordsee in 5 Häfen mit insgesamt ca. 9 Schiffen angeboten (Tab. 55), wobei ein Schiff 12–50 Angler fasst (BFAFi-OSF 2007, Tab. 55). Daraus ergibt sich eine mögliche Gesamtzahl von maximal ca. 400 Anglern pro Tag. Hochseeangelfahrten werden hauptsächlich im Zeitraum von Mai bis Oktober angeboten.

Tab. 55: Aktuelle Anzahl der Schiffe, die Hochseeangelfahrten auf der Nordsee anbieten (nach Häfen).

Quellen: Internetseiten gewerblicher Anbieter von Hochseeangelfahrten, Anonym 2000, TI-O (Strehlow pers. Mitteilung), Telefonbefragung am 16.03.17

Hafen	Anzahl Schiffe	Zeitraum	Anzahl Angler	Zielarten
Bensersiel	3	April bzw. Mai–September	> 42	Kabeljau, Makrele
Neuharlingersiel	2	April bzw. Mai–September	> 12	Makrele
Dornumsier	2	15. April–15. Oktober bzw. 31. Mai–30. August	37	Kabeljau, Makrele
List/Sylt	1	Juni–August	k. A.	Makrele
Büsum	1	Juni–August	50	Makrele

Allgemein ist davon auszugehen, dass in der Freizeitfischerei küstennahe Regionen bevorzugt werden (Cooke & Cowx 2004). Dies trifft grundsätzlich auch auf gewerblich angebotene Hochseeangelfahrten zu, deren Schiffe zu Fahrleistungen von ca. 12 kn fähig sind und von daher bei Tagesfahrten Gewässer in schätzungsweise ca. 10–15 sm Entfernung ansteuern können.

Eine wesentliche Zielart der Freizeitfischerei in der Nordsee ist die Makrele (BFAFi-OSF 2007), daneben werden auch Wolfsbarsch, Aal, Kabeljau, Katzenhai und Hering befischt (BFAFi-OSF 2007)¹⁰⁸. Der Einfluss der Freizeitfischerei auf die Bestände variiert von Art zu Art (BFAFi-OSF 2007, Fuhrmann 2013). Laut der BFAFi-Studie hat die Freizeitfischerei auf den hier relevanten Kabeljau in der Nordsee nur einen Anteil von ca. 1 % an den Gesamtanlandungen und damit keinen nennenswerten Einfluss auf die Bestände (Stransky et al. 2008).

Fangzeit für Makrelen in der Nordsee ist der Zeitraum von Mai bis September. Makrelen bevorzugen Wassertiefen bis 10 m. Makrelen werden in der Regel mit einer längeren Bootsroute gefangen, die mit Birnenblei und einem Makrelenpaternoster mit sechs bis acht Haken ausgestattet ist. Die Rute wird meist mit leichtem Rucken auf und ab bewegt („jiggen“).¹⁰⁹

¹⁰⁸ Hundshaie werden von Mitte Juni bis Mitte Oktober v. a. von Bördebooten aus in den Gewässern um Helgoland und damit außerhalb der AWZ gefangen (Quelle: <http://www.hobby-angeln.com/blog/fische/3800-hundshaie-angeln-in-der-nordsee-von-helgoland-aus.php>; 16.03.2017).

¹⁰⁹ Quelle: <http://www.blinker.de/angelmethode/angeln-allgemein/angeltipps/steckbrief-makrele/>; 16.03.2017

NSG „Borkum Riffgrund“

Ein Großteil der Häfen und Schiffe der Freizeitfischerei liegen im Bereich der ostfriesischen Inseln (Tab. 55). Das NSG „Borkum Riffgrund“ ist durch die Schiffe auch auf Tagesausfahrten jedoch nicht erreichbar, da der nächstgelegene Hafen Dornumersiel ca. 53 km vom Schutzgebiet entfernt ist. Es ist jedoch eine Erreichbarkeit von Privatbooten aus näher gelegenen Häfen gegeben, eine mit diesen Booten stattfindende Freizeitfischerei kann daher nicht ausgeschlossen werden.

NSG „Doggerbank“

Im nahen Umfeld befinden sich keine Häfen, an denen Hochseeangelfahrten angeboten werden. Die nächstgelegenen Häfen sind alle ca. 250 km entfernt. Eine Nutzung des Gebietes durch die Freizeitfischerei ist daher auszuschließen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Ausgehend von der Schiffsliste in Tab. 55 liegt 1 Schiff im näheren Bereich, welches Angelfahrten im Juli und August vom 26 km entfernten List auf Sylt aus anbietet. Ein weiterer Hafen mit einem Angelkutter ist Büsum, in einer Entfernung von 50 km zur südlichen NSG-Grenze. Aufgrund der Entfernung der beiden Häfen zum NSG ist nicht mit einem hohen Aufkommen von Tagesausfahrten zu rechnen. Die übrigen Häfen liegen außerhalb der Reichweite von Tagesfahrten. Die Freizeitfischerei ist zukünftig entsprechend der Schutzgebietsverordnung im Bereich I ganzjährig, außer dem Gebiet westlich des Unterbereichs Ia sowie im Bereich II in der Zeit vom 1. Oktober bis zum 15. Mai verboten.

4.2.6 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen

4.2.6.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Nutzung gliedert sich in die Erkundung von Vorkommen (Exploration bzw. Aufsuchung) und die Gewinnung von Erdöl und Erdgas. Die Exploration erfolgt mittels akustischer, i. d. R. seismischer Verfahren und Explorationsbohrungen. Förderung und Transport erfolgen durch Bohrung und über Rohrleitungen von den Förderplattformen.

Exploration: Die seismische Exploration lässt sich in 2D-, 3D- und 4D-Seismik unterscheiden. Die 2D-Seismik ist seit Jahrzehnten die wichtigste geophysikalische Messmethode zum Auffinden von Kohlenwasserstoffvorräten im Untergrund. Die Messungen erfolgen dabei entlang einer einzelnen Linie und liefern im Ergebnis einen Schnitt durch den Untergrund. Flächenhafte reflexionsseismische Messungen (3D-Seismik) sind eine technologische Weiterentwicklung der 2D-Seismik. Es gibt sie in Deutschland seit Mitte der 1980er Jahre (LBEG 2016a). Bei der 3-D Seismik wird eine Schallquelle (Anordnung aus mehreren Druckluftpulsern, s. o.) von einem Spezialschiff geschleppt und in einem Raster ca. alle 10 Sekunden ein Schallimpuls ausgelöst. Durch gleichzeitig in mehreren

parallelen Reihen geschleppte lange Ketten von Hydrophonen (Streamer, Abb. 50) werden von den Erdschichten reflektierte Impulse ebenfalls in einem Raster aufgezeichnet. Durch die flächige Anordnung kann man ein genaueres Bild über die Lagerstätten erhalten.

Die 4D-Seismik vergleicht die Ergebnisse von 3D-Seismik-Surveys, welche in regelmäßigen Zeitintervallen am gleichen Ort wiederholt werden. Die Zeit bildet hier die 4. Dimension. 4D-Seismik wird insbesondere in der Betriebsphase zur Beobachtung und Überwachung von z. B. Kohlenwasserstoff-Lagerstätten vor, während und nach der Gewinnung sowie bei der Überwachung von CCS-Speichern angewandt bzw. soll dort angewandt werden.

Bei der seismischen Öl- und Gasexploration kommen Druckluftpulser (Airguns / Druckluftkanonen) zum Einsatz. Diese Geräte emittieren Impulsschall mit einem Spitzenschalldruckpegel von bis zu 235 dB re 1 μ Pa 1 m pro Pulser. Die einzelnen Druckluftpulser erzeugen dabei je nach Volumen unterschiedliche Schallpegel, deren Zusammenspiel zu einer Bündelung tieffrequenter Schallanteile nach unten führt. Hohe Anteile von Störgeräuschen werden auch bis in hohe Frequenzen emittiert und mit starken Schalldruckpegeln seitlich abgestrahlt. In der Öl- und Gasindustrie werden zwischen zwölf und 48 Druckluftpulser gleichzeitig eingesetzt (Hildebrandt 2005). Durch Überlagerung der Schallwellen der einzelnen Pulser verstärken sich die Schallpegel. In Anordnungen mit 24 Pulsern wurden kumulative Spitzenschalldruckpegel von bis zu 272 dB gemessen (Genesis Oil and Gas Consultants 2011). Von Druckluftpulsern erzeugte Geräusche konnten bei Langzeituntersuchungen im Bereich des Mittelatlantischen Rückens zum Teil noch in einer Entfernung von 4.000 km von der Quelle gemessen werden (Nieukirk et al. 2012).

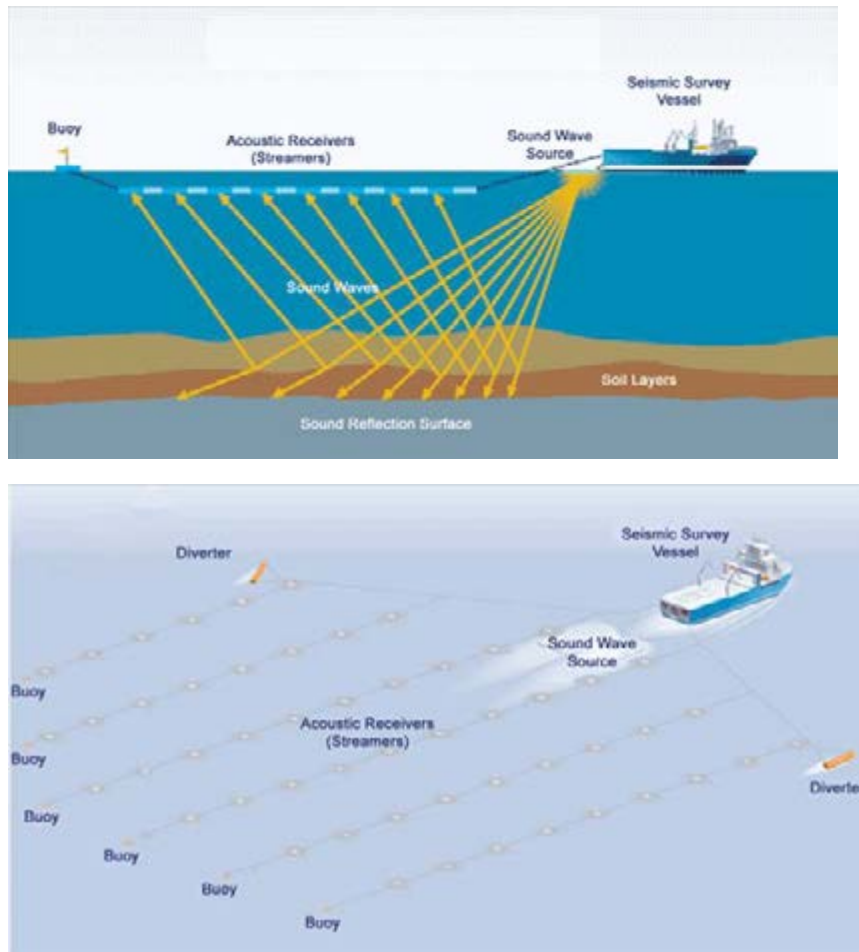


Abb. 50: Anordnung der Streamer bei 3D-Seismik.¹¹⁰

Produktion (Gewinnung): Die Gewinnung von Erdöl und Erdgas erfolgt von fest installierten Produktionsplattformen aus, der Abtransport mittels Rohrleitungen oder Schiffen. Im Normalbetrieb fällt auf Produktionsplattformen eine Reihe von Schadstoffen an (Öl, Chemikalien, natürlich vorkommende radioaktive Substanzen), die zusammen mit dem Produktionswasser und dem Bohrgut kontinuierlich ins Meer entsorgt werden (dürfen) (Gerrard et al. 1999, Bakke et al. 2013).

Im Rahmen von OSPAR (Art. 5¹¹¹ und Anlage III Art. 4¹¹²) und der Offshore-Bergverordnung (§ 3 Abs. 1, § 4 und § 5¹¹³) sind Einleitungen von Abwasser, Bohrspülung und Bohrklein geregelt. Ölhaltiges Niederschlagswasser darf nur eingeleitet werden, wenn es nach dem Stand der Technik behandelt wurde und der Ölgehalt nicht mehr als 30 mg/l beträgt. Bei Bohrungsarbeiten muss sichergestellt werden, dass der Verlust oder Austritt von Bohrspülung so gering wie möglich gehalten wird. Bohrspülungen mit Öl oder anderen wassergefährdenden Stoffen dürfen nur verwendet werden, wenn keine andere

¹¹⁰ Quelle: <http://www.fishsafe.eu/en/offshore-structures/seismic-surveys.aspx>; 17.03.2017

¹¹¹ Quelle: https://jurion.de/gesetze/ospar_uebk/5/; 17.03.2017

¹¹² Quelle: https://jurion.de/gesetze/ospar_uebk/anlage_3/; 17.03.2017

¹¹³ Quelle: <https://www.gesetze-im-internet.de/offshorebergv/BJNR186610016.html>; 17.03.2017

Bohrspülung verwendet werden kann und die Auswirkungen auf die Meeresumwelt vertretbar sind. Diese Bohrspülungen dürfen nicht in das Meer eingebracht werden.

Nur das Einbringen von Bohrklein, das bei der Verwendung von auf Öl oder anderen wassergefährdenden Stoffen basierenden Bohrspülungen entsteht, bedarf einer Genehmigung, die an Auflagen geknüpft ist (u. a. darf der Ölgehalt des nach der Reinigung eingebrachten Bohrkleins, gemessen über die jeweils mit ölhaltiger Spülung niedergebrachte Bohrlochlänge, im Durchschnitt und bezogen auf trockene Substanz nicht mehr als 10 g/kg betragen).

Im Jahr 2012 enthielt das in die gesamte Nordsee eingeleitete Produktionswasser insgesamt 4.052 t Öl (OSPAR Commission 2014). Zwar sind die Konzentrationen von natürlich vorkommenden Radionukliden im Produktionswasser sehr niedrig, aber durch die großen anfallenden Mengen ist die Strahlendosis sehr hoch (OSPAR Commission 2016). Die Einleitungen von Alphastrahlern durch den Öl- und Gassektor betrugen 2010 7,4 TBq und gingen bis 2014 auf 6,1 TBq zurück (OSPAR Commission 2016). Die Einleitungen von Betastrahlern (ohne Tritium) lagen 2010 bei 4,9 TBq und gingen bis 2014 auf 4,1 TBq zurück (OSPAR Commission 2016). Umweltauswirkungen wurden bisher nicht ermittelt. Die wichtigsten im Produktionswasser vorkommenden Radionuklide sind Blei-210 (^{210}Pb), Polonium-210 (^{210}Po), Radium-226 und 228 (^{226}Ra , ^{228}Ra). Darüber hinaus verwendet die norwegische Öl- und Gasindustrie Tritium (^3H) als Tracer und leitete im Jahr 2014 0,043 TBq ein (OSPAR Commission 2016).

4.2.6.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Vorkommen von Kohlenwasserstoffen (Öl und Erdgas) in der deutschen AWZ der Nordsee sind bisher nicht vollständig bekannt. In großräumigen Erlaubnisfeldern für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen finden seit längerer Zeit in unregelmäßigen Abständen Aufsuchungstätigkeiten mittels seismischer Untersuchungen und Explorationsbohrungen statt.

Aktuell gibt es sechs großräumige Erlaubnisfelder für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen in der AWZ bzw. im Küstenmeer unmittelbar an die AWZ angrenzend, in denen eines der NSG in der AWZ liegt bzw. die in der Nähe eines NSG liegen und in denen aperiodisch seismische Untersuchungen und Bohrungen durchgeführt werden (LBEG 2016a, Abb. 52). Ein weiteres Erlaubnisfeld in der niederländischen AWZ grenzt ebenfalls direkt an ein NSG („Borkum Riffgrund“) an. Zudem gibt es ein 15 km² großes Bewilligungsfeld, in dem eine Gewinnung stattfindet. Die Laufzeiten der Erlaubnisse in der deutschen Nordsee, die in der Regel nach dem Bergrecht verlängert werden, reichen derzeit bis maximal 30.04.2019, die der Bewilligung bis zum 31.05.2028 (LBEG 2017).

Laut den Jahresberichten des LBEG (Nds. Landesbergamt in Clausthal-Zellerfeld) der Jahre 2007–2015 fanden die letzten seismischen Untersuchungen für die Exploration von Kohlenwasserstoffen in den Erlaubnisfeldern der Nordsee im Jahr 2007 statt. Hier wurden im Rahmen einer umfangreichen Untersuchungskampagne 766 km² im Bereich des „Entenschnabels“ mittels 3-D Seismik geophysikalisch erfasst (LBEG 2008). In dem

genannten Zeitraum fand jedoch auch mindestens eine weitere Erprobungsfahrt für 3-D seismische Systeme statt: Im Jahr 2012 wurde ein 60 km² großes Untersuchungsgebiet westlich von Helgoland mit einem Messgitter von insgesamt 45 Linien im Abstand von 150 m abgedeckt. Die Gesamtlänge der Messlinien betrug 451 km (BGR 2012). Für den Zeitraum 2010 und 2015 sind alle vorliegenden Daten zu seismischen Untersuchungen in Abb. 51 dargestellt.

Die letzte Explorationsbohrung fand im Jahr 2014 in der Peripherie des bereits genutzten Gasfeldes „Nordsee A6/B4“ statt (LBEG 2015, s. Abb. 52). Nach Durchführung und Auswertung eines Fördertestes wurde die Bohrung als gasföndig eingestuft und fördert seit August 2014 (LBEG 2015).

Die im Sektor „Nordsee A6/B4“ (Ausschnitt in Abb. 52) gelegene Erdgas-Förderplattform ist in der deutschen AWZ der Nordsee bisher die einzige Förderplattform in Betrieb. Eine weitere Plattform, allerdings zur Förderung von Öl, befindet sich auf der „Mittelplate“ im schleswig-holsteinischen Küstenmeer.

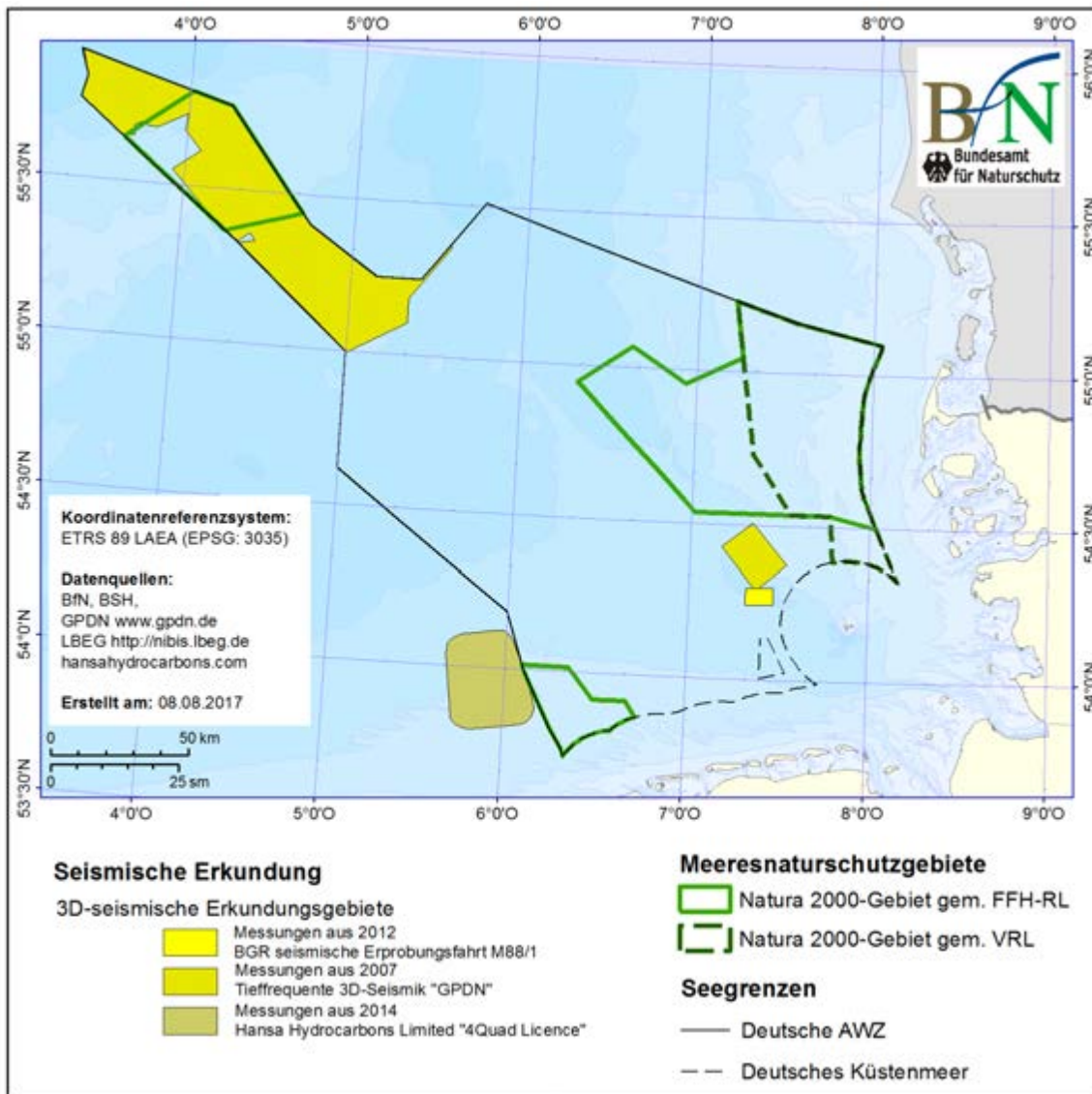


Abb. 51: Seismische Untersuchungen für die Kohlenwasserstoffexploration in der deutschen Nordsee, Stand 2016.

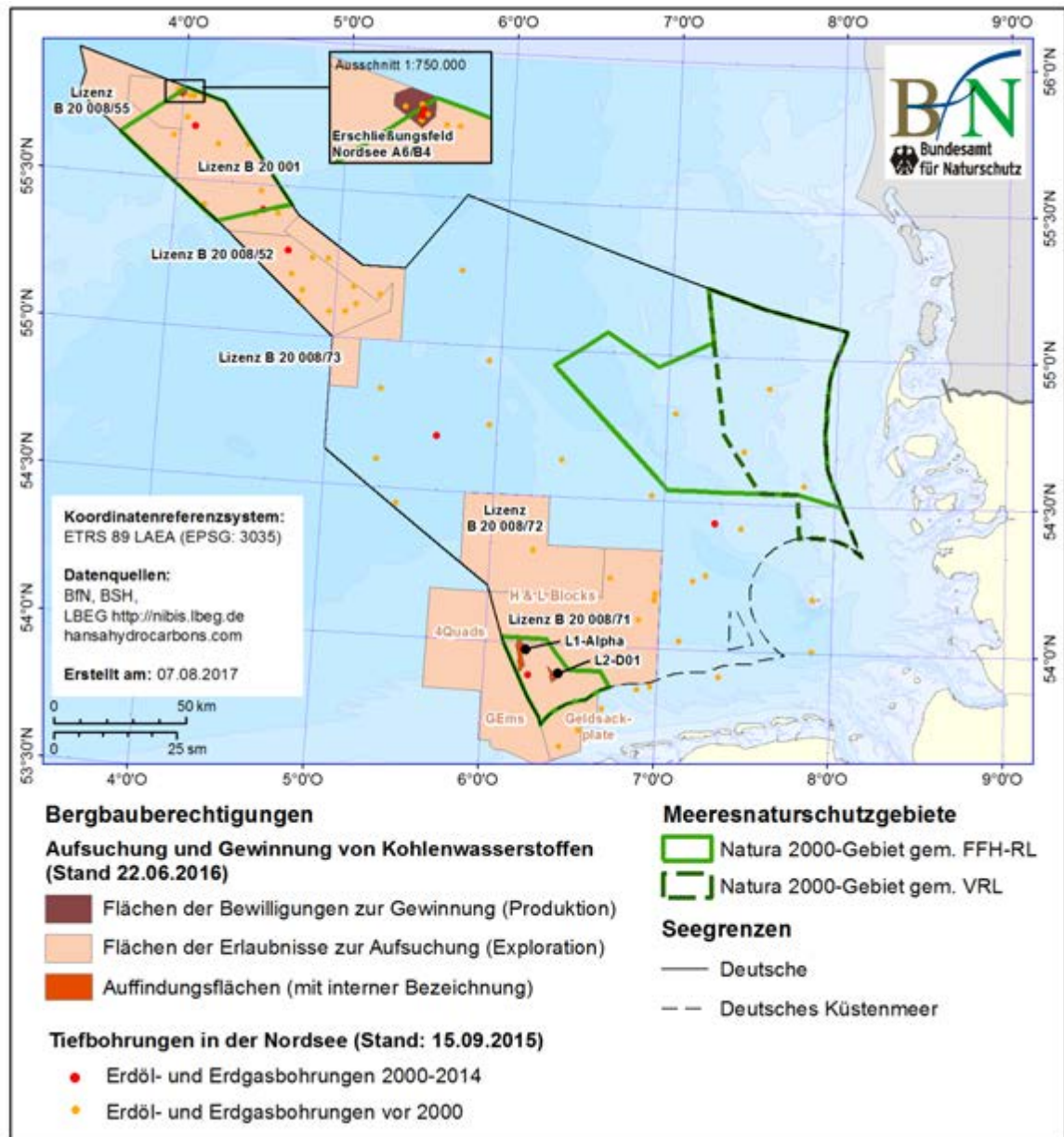


Abb. 52: Aufsuchungsfelder für Kohlenwasserstoffe und Explorationsbohrungen in der deutschen Nordsee, Stand 2016.

NSG „Borkum Riffgrund“

Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt vollständig in einem Erlaubnisfeld für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen (s. Abb. 52, LBEG 2016a). Die Aufsuchungserlaubnis im Gebiet gehört einem Konsortium aus Winterhall Holding GmbH, Engie E&P Deutschland GmbH (bis 2015: GDF Suez E&P Deutschland GmbH) und Hansa Hydrocarbons Limited. Im Gebiet liegen die Gasfelder L1-Alpha und D-01. Seismische Untersuchungen für die Exploration von Kohlenwasserstoffen fanden den Jahresberichten des LBEG „Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland“ zufolge in den 2000er Jahren im Schutzgebiet

nicht statt. Das Konsortium plant vorbehaltlich einer Genehmigung der zuständigen Behörden seismische Untersuchungen (3D-Seismik) im Gebiet¹¹⁴.

Anfang 2010 wurde von der Wintershall Holding GmbH eine Erdgas-Explorationsbohrung (L1-2) durchgeführt, die jedoch als Fehlbohrung verzeichnet wurde (LBEG 2011). Die Wintershall Holding GmbH hält jedoch ein wirtschaftlich nutzbares Erdgasvorkommen, auch aufgrund früherer Explorationsbohrungen, weiterhin für möglich. Mit Explorationsanträgen könnte daher zu rechnen sein.¹¹⁴

Im Sommer 2014 hatte Hansa Hydrocarbons Limited westlich des Schutzgebietes (s. Abb. 51) auf einer Fläche von 965 km² in niederländischen Gewässern insgesamt 45 Tage seismische Untersuchungen (3D-Seismik) durchgeführt. Weitere seismische Untersuchungen (2D) fanden 2011 östlich des Gebietes statt (s. Abb. 51).

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ ist ein Erlaubnisfeld für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen ausgewiesen (LBEG 2016a). Zahlreiche seismische Untersuchungen und Explorationsbohrungen wurden im Gebiet bereits durchgeführt (s. Abb. 52 & Abb. 51). Die letzten seismischen Untersuchungen, die auch das Schutzgebiet großflächig betrafen, fanden laut LBEG (2008) im Rahmen einer großen 3D-Seismik-Kampagne in 2007 statt.

Im Nordosten des Gebietes befindet sich die einzige Erdgas-Förderplattform der deutschen AWZ der Nordsee in einem 15 km² großen Bewilligungsfeld (Ausschnitt in Abb. 52). Die letzte bekannte Explorationsbohrung fand im Jahr 2014 statt. Die Endteufe liegt im Oberkarbon, beträgt 4.206 m und fördert seit August 2014 (LBEG 2015). Seit dem Fundjahr des Gasfeldes in 1974 wurden bis Ende 2015 insgesamt 798.242 t Erdgaskondensat gefördert. Im Jahr 2015 lag die Fördermenge bei 2.161 t (LBEG 2016b).

Nördlich und südlich des Gebietes befinden sich in der dänischen¹¹⁵ bzw. niederländischen¹¹⁶ AWZ mehrere Plattformen zur Erdgas- und Erdölförderung sowie Erlaubnisfelder für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen, in denen mit seismischen Untersuchungen zu rechnen ist.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eine Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen findet im Gebiet nicht mehr statt. Die Konzession B20008/67 zur Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen ist im Jahr 2010 erloschen (LBEG 2011).

¹¹⁴Quelle: <http://www.hansahydrocarbons.com/projects/hl-blocks/>; 09.05.2017

¹¹⁵Quelle: <https://ens.dk/en/our-services/oil-and-gas-related-data/shape-files-maps>; 07.04.2017

¹¹⁶Quelle: <http://www.ecomare.nl/de/lexicon/mensch-und-umwelt/rohstoffgewinnung-nordsee/foerderung-v-bodenschaetzen/foerderplattformen/>; 07.04.2017

4.2.7 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies

4.2.7.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Bei der Gewinnung von Sand- und Kies lassen sich die Aufsuchungsphase und die Gewinnungsphase differenzieren. Die Aufsuchung (Erkundung) von primären marinen Lagerstätten mineralischer Rohstoffe im Vorfeld der industriellen Nutzung erfolgt in der Nordsee durch die Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR) (Geopotenzial Deutsche Nordsee; Potenziale des unterirdischen Speicher- und Wirtschaftsraumes im Norddeutschen Becken (BGR 2016)). Hierbei werden auch die in Kap. 4.2.6 beschriebenen tiefenseismischen Verfahren eingesetzt. Für die industrielle Erkundung werden die Sedimente potenzieller Lagerstätten aufbauend auf den Ergebnissen dieser Verfahren mittels Bohrkernen untersucht. Weiterhin werden bei der Erkundung von Lagerstätten und der Überwachung der Abbautätigkeit flachseismische Verfahren wie z. B. Seitensichtsonar, Fächerecholot oder Sedimentsonar eingesetzt.

In der Gewinnungsphase erfolgen der Abbau der Rohstoffe und der Abtransport mit Baggerschiffen. In der deutschen AWZ der Nordsee kommt nur noch das sog. Schleppkopf-Verfahren zum Einsatz, bei dem der Saugkopf vom fahrenden Baggerschiff aus über den Grund gezogen wird (sog. Trail), so dass während der Sedimententnahme etwa 2–4 m breite und bis zu 0,5 m tiefe Rinnen entstehen¹¹⁷. Bei Überlagerung mehrerer Trails darf entsprechend der Vorgaben in den jeweiligen Planfeststellungsbeschlüssen maximal 2 m tief gebaggert werden. Bei der gezielten Gewinnung bestimmter Kornfraktionen wird das Sediment an Bord gesiebt, die nicht benötigten Fraktionen werden über Bord gegeben. Außerdem wird mit einem sog. Überlauf gebaggert, bei dem überschüssiges Wasser (und die darin enthaltenen Schwebstoffe bzw. nicht benötigte Sedimentfraktionen) wieder über Bord gegeben werden, um mehr Sediment transportieren zu können. Insgesamt gelangen rund 2/3 des zuvor entnommenen Materials zurück ins Meer (Gajewski & Uscinowicz 1993).

Sand- und Kiesgewinnung findet in der deutschen AWZ der Nordsee auf Flächen mit relativ geringem Feinkornanteil statt, deshalb setzen sich die suspendierten Sedimente wahrscheinlich überwiegend im Nahfeld der Gewinnungsflächen wieder ab. Auswirkungen auf die Zusammensetzung des umliegenden Sediments sind jedoch nicht gänzlich auszuschließen.

4.2.7.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Zuständig für die Überwachung und Genehmigung der Gewinnungstätigkeit in der Nordsee ist das niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). Zunächst wird auf Antrag eine Konzession/Berechtigung erteilt, welche dem Inhaber das ausschließliche Recht gewährt, räumlich und zeitlich begrenzt bestimmte Rohstoffe erkunden (Erlaubnis) und/oder gewinnen (Bewilligung) zu dürfen. Eine Konzession/Berechtigung hat noch keine gestattende Wirkung, es werden lediglich Ansprüche

¹¹⁷ Quelle: https://www.bfn.de/0314_sand-kiesabbau.html; 20.03.2017

anderer Abbauunternehmen auf den fraglichen Rohstoff ausgeschlossen.¹¹⁸ Die eigentliche Genehmigung des Abbaus erfolgt in zwei Stufen: Der Rahmenbetriebsplan dient der Prüfung der grundsätzlichen Durchführbarkeit des Vorhabens. Er wird in der AWZ i. d. R. im Planfeststellungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung zugelassen. Die Zulassung des Rahmenbetriebsplanes bedingt keine gestattende Wirkung, in jedem Fall sind für die Umsetzung der „Rahmengenehmigung“ weitere Betriebspläne erforderlich, insbesondere ein Hauptbetriebsplan¹¹⁹. Die Rahmenbetriebspläne beziehen sich auf Abbau-Teilfelder innerhalb der Bewilligungsfelder. Die Teilfelder sind wiederum in Bereichsfelder unterteilt. Hauptbetriebspläne, die sich auf die kleineren Bereichsfelder beziehen, sind in der Regel auf einen 2 Jahre nicht überschreitenden Zeitraum aufgestellt und zugelassen. Im Hauptbetriebsplan sind die Organisation des Betriebes, die wesentlichen Betriebseinrichtungen und Anlagen und die angewandten Techniken bzw. Technologien beschrieben.

Wie Abb. 53 verdeutlicht, liegen diese Bewilligungsfelder ganz oder zum überwiegenden Teil im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Eine nach NSG differenzierte Betrachtung kann daher entfallen.

Detaillierte Angaben über die Intensität der Gewinnung in der deutschen AWZ der Nordsee und weitere Verfahrensdetails liegen dem BfN durch seine Beteiligung in Genehmigungsverfahren vor, können aber aufgrund der enthaltenen betriebswirtschaftlichen Angaben bzw. der z. T. noch offenen Verfahren sowie der z. T. nicht öffentlichen Unterlagen nur in zusammengefasster Form wiedergegeben werden. Es handelt sich um folgende Bewilligungsfelder:

- Östlich der Untiefe „Weiße Bank“: **Bewilligungsfeld „Weiße Bank“** zur Gewinnung von Kies und Sand (Feldgröße 440 km²). Rahmenbetriebsplan am 31.10.2002 planfestgestellt für zwei Abbauteilfelder (Größe 120 km²; LBEG 2002), Genehmigung gilt bis zum 30.03.2039. Für das Feld „Weiße Bank“ liegt seit 2012 kein Hauptbetriebsplan mehr vor, seit 2009 gibt es keinen Abbaubetrieb mehr. Zwischen 2002 und 2009 wurden dort jährlich zwischen 9.200 t und 306.000 t Sand und Kies abgebaut. Die Fläche der im jeweiligen Hauptbetriebsplan genehmigten Abbaufelder, in denen auch ein Abbau stattgefunden hat, betrug ca. 11 bzw. ca. 13 km², wobei sich beide Flächen überlagern.
- Westlich der Insel Sylt: **Bewilligungsfeld „OAM III“** zur Gewinnung von Kies und Sand (Feldgröße 350 km²). Rahmenbetriebsplan am 30.08.2004 planfestgestellt für drei Abbauteilfelder (Größe 135 km², inkl. drei 10 km² großer Sonderbetriebsfelder; LBEG 2004). Genehmigung erteilt bis 15.05.2051. Konkrete Abbautätigkeiten werden auf Basis eines genehmigten Hauptbetriebsplanes seit 2006 regelmäßig durchgeführt. Die aktuell zugelassene Abbautätigkeit im Feld „OAM III“ erfolgt über eine Periode von 2–4 Jahren (entspricht der Gültigkeitsdauer eines geneh-

¹¹⁸ Dabei handelt es sich um sog. gebundene Entscheidungen, d.h. der zuständigen Bergbehörde steht kein Ermessen zu. Sofern nicht die im Bundesberggesetz (BBergG) genannten Versagungsgründe erfüllt sind, ist die Erlaubnis bzw. Bewilligung daher zu erteilen.

¹¹⁹ Quelle: <https://lbeg.info/glossar/betriebsplan>; 20.03.2017

migten Hauptbetriebsplanes) jeweils in Bereichsfeldern von etwa 51 km². Abbautätigkeiten finden derzeit aber nur in dem nördlichen Bereichsfeld auf einer Fläche von ca. 4 km² statt. Dies entspricht etwa 0,07 % der NSG-Fläche. Seit 2006 wurden dort jährlich in jeweils 4–19 Fahrten (Abbautätigkeit maximal 40 h/Jahr) zwischen 37.000 t und 175.000 t Sand- und Kies abgebaut.

- Zwischen den Bewilligungsfeldern „OAM III“ und „Weiße Bank“: **Bewilligungsfeld „BSK“** (532 km²). Der Rahmenbetriebsplan wurde zwar beantragt, das Antragsverfahren ruht aber offenbar seit Jahren, eine Fortführung ist derzeit nicht absehbar.

Einschränkungen für den Abbau bestehen in verschiedener Hinsicht. So darf z. B. im Fall von „OAM III“ nur jeweils maximal in zwei Bereichsfeldern gleichzeitig Kies und Sand abgebaut werden. Während des Abbaubetriebes wird der Meeresboden laut Betreiber in mehreren Fahrten (trails) abgetragen. Erst wenn der Abbau in einem Bereichsfeld beendet ist, darf ein weiteres erschlossen werden.

Weitere bestehende Einschränkungen betreffen die Begrenzung der Aufenthaltszeit der Baggerschiffe auf 900 Stunden pro Jahr im Bereich des Bewilligungsfeldes „OAM III“. Diese Aufenthaltszeit wurde mit maximal knapp 40 Stunden pro Jahr in den Jahren 2007–2015 weit unterschritten.

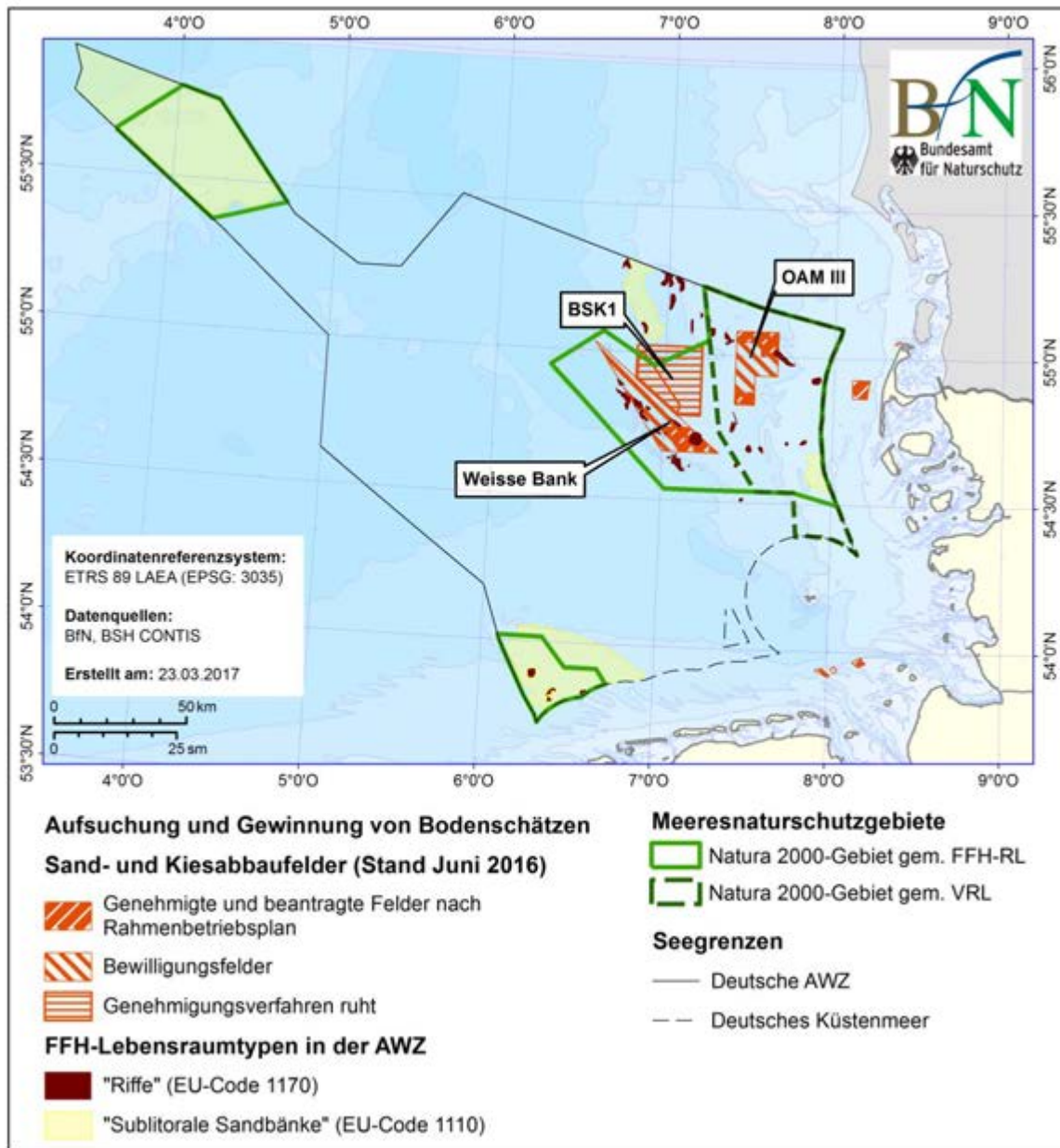


Abb. 53: Abbau- und Bewilligungsfelder zur Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies in der deutschen Nordsee, Stand Juni 2016.

Die Gebiete zur Gewinnung von Sand und Kies in der deutschen AWZ der Nordsee sind zwar klar ausgewiesen, exakte räumliche und zeitliche Angaben zu den Abbautätigkeiten und den jährlich entnommenen Mengen pro Gebiet sind jedoch nicht frei verfügbar.

Grundsätzlich beauftragt das LBEG die Abbautätigkeiten per Fahrtenschreiber zu dokumentieren und zu melden. Neben den Positionen werden die Höhe der Gewässersohle sowie die Abtragshöhe digital aufgezeichnet bzw. ausgewertet. So kann der Baggervorgang entsprechend den Auflagen des LBEG kontrolliert werden (OAM 2016).

Die frei verfügbaren Daten zu den Entnahmemengen beziehen sich auf die gesamte deutsche Nordsee (AWZ und Küstenmeer) und lassen keine Rückschlüsse auf die Entnahmemengen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu (Tab. 56). Der

umfangreiche Abbau in 2009 ergibt sich laut ICES (2016a) aus dem hohen Bedarf an Sand und Kies für den Bau des Jade-Weser-Ports. Das Material wurde in der Jade abgebaut.

Tab. 56: Fördermengen von Sand und Kies für die deutsche Nordsee (AWZ und Küstenmeer) in den Jahren 1994–2015.

Quellen: 1994–2011: ICES 2016a; 2012: ICES 2013b; 2013: ICES 2014b; 2014: ICES 2015c; 2015: ICES 2016c

Jahr	Fördermenge Deutsche Nordsee		
	Baustoffgewinnung in Tausend m ³	Küstenschutz in Tausend m ³	Gesamtmenge in Mio. t (m ³ * 1,5) ¹²⁰
1994	782	0	1,2
1995	0	0	0
1996	0	0	0
1997	0	691	1,0
1998	0	0	0
1999	0	441	0,7
2000	0	1.046	1,6
2001	0	501	0,8
2002	0	509	0,8
2003	89	603	1,0
2004	146	626	1,2
2005	115	723	1,3
2006	215	1.279	2,2
2007	k. A.	k. A.	k. A.
2008	k. A.	k. A.	k. A.
2009	19.049 ¹²¹	1.065	30,1
2010	60	834	1,3
2011	43	884	1,4
2012	66	800	1,3
2013	56	816	1,3
2014	48	1.117	1,7
2015	21	1.495	2,3

¹²⁰ Der Faktor 1,5 ist ein aus verschiedenen Quellen ermittelter Umrechnungsfaktor, der die unterschiedliche Dichte des Sedimentes sowie die Lagerungsdichte berücksichtigt (je gröber das Sediment wird oder je höher der Wassergehalt ist, desto schwerer wird der m³).

¹²¹ Bau des Jade- Weser-Ports, Gewinnung in der Jade

4.3 Infrastruktur und Energiegewinnung

4.3.1 Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen

4.3.1.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Bei der Verlegung und dem Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen muss zwischen der Verlege-, der Betriebs- und der Rückbauphase unterschieden werden.

Kabel werden mit Verlegegeräten unterschiedlicher Größe und Arbeitsweise (z. B. Verlegepflug, Spülgeräte) in den Meeresboden eingebracht, die dem Untergrund und der geforderten Verlegetiefe angepasst sind. Dabei wird z. B. beim Einspülen ein Wasserstrahl mit einem Druck von bis zu 1.600 bar eingesetzt. Bei der Verlegung von Kabeln im Meer kommen Spezialschiffe zum Einsatz. Im Bereich von Kabel- oder Rohrleitungskreuzungen werden die Kabel an der Meeresbodenoberfläche verlegt und mit Steinschüttungen abgedeckt.

In der Betriebsphase entstehen an den stromdurchflossenen Kabeln elektromagnetische Felder. Bei Verwendung von Dreileiter-Drehstromkabeln oder bipolaren Gleichstromsystemen mit unmittelbar nebeneinanderliegenden Kabeln heben sich diese Felder weitgehend gegeneinander auf. Dreh- und Gleichstromkabel erwärmen das Sediment und führen zu Temperaturveränderungen im Nahbereich der Kabel. Vor diesem Hintergrund wurde das in der behördlichen Genehmigungspraxis etablierte sog. „2 K-Kriterium“ eingeführt (Sedimenterwärmung von max. 2 K in 20 cm Tiefe), das zu einer Begrenzung und Verringerung des Wärmeeintrages in die besiedelten obersten Sedimente führt. Vorhabensbestandteil für die stromabführenden Kabel von OWP sind Konverterstationen. Errichtung und Betrieb der Konverterstationen werden nicht gesondert betrachtet, da sich ihre Auswirkungen auf die Meeresumwelt schlecht von denen der unmittelbar benachbarten OWP trennen lassen. Zudem sind bisher alle Konverterstationen außerhalb der NSG errichtet worden. Eine Errichtung in den NSG ist nicht geplant.

Auch bei der Verlegung von Rohrleitungen im Meer kommen spezielle Verlegeschiffe zum Einsatz. Rohrleitungen werden auf dem Verlegeschiff aus Einzelsegmenten zusammengefügt und danach über einen Ausleger auf dem Meeresboden abgelegt. Wenn nötig, wird der Meeresboden durch Kies- oder Steinschüttungen vorher befestigt.

Auch außer Betrieb befindliche Kabel können Auswirkungen auf die Meeresumwelt haben (z. B. künstliches Hartsubstrat bei frei liegenden Kabeln, Schadstoffaustritte bei flüssigkeitsisolierten Kabeln). Da zu den außer Betrieb befindlichen Kabeln in der deutschen AWZ der Nordsee nur sehr unvollständigen Daten im CONTIS vorliegen, wird auf eine Darstellung dieser Kabel verzichtet.

4.3.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Ein Großteil der heutigen und absehbaren Seekabel in der deutschen AWZ der Nordsee sind Hochspannungs-Gleichstromkabel (HGÜ), die hauptsächlich der Ableitung des in Offshore-Windparks erzeugten Stromes von der Konverterstation bis an das Festland

dienen. Zur windparkinternen Verkabelung der einzelnen Anlagen sowie zur Anbindung der einzelnen Windparks an die Konverterstationen werden Drehstromkabel verwendet.

Im Bundesfachplan Offshore¹²² sind die Korridore und Flächen für die weiteren geplanten Seekabelsysteme (Abb. 54) der Offshore-Windparks bereits festgelegt. Ein in Betrieb befindliches HGÜ-Kabel zwischen Norwegen und den Niederlanden (NorNed) quert derzeit die deutsche AWZ der Nordsee; mit dem Cobra-Kabel (DK-NL) und NordLink (NOR-GER) sind zwei weitere dieser sog. Interkonnektoren genehmigt.

Mehrere Pipelines verlaufen durch die deutsche AWZ der Nordsee. Die Wichtigsten sind Transitleitungen wie z. B. die „NORPIPE“ und die „EUROPIPE I + II“, die Erdgas aus den norwegischen Gasfeldern nach Deutschland befördern, sowie die Gasleitungen „Wintershall (LG)“ und „Tyra-Nogat“ südlich des NSG „Doggerbank“. Für alle Gaspipelines in der deutschen AWZ der Nordsee wurden Vorrang- und Vorbehaltsgebiete in der Raumordnung festgelegt. Nicht mit dieser Funktion vereinbare raumbedeutsame Planungen, Maßnahmen und Vorhaben sind in diesen Gebieten ausgeschlossen. Weitere Gasleitungen im Bereich der Doggerbank befinden sich in der Planung (Abb. 54), der Projektstatus ist aber unbekannt. Gemäß Raumordnungsplan (BSH 2009) ist eine Streckenführung außerhalb von Natura 2000-Gebieten anzustreben.

¹²² Quelle: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/BFO/Bundesfachplan_Nordsee.jsp; letzter Zugriff 17.03.2017

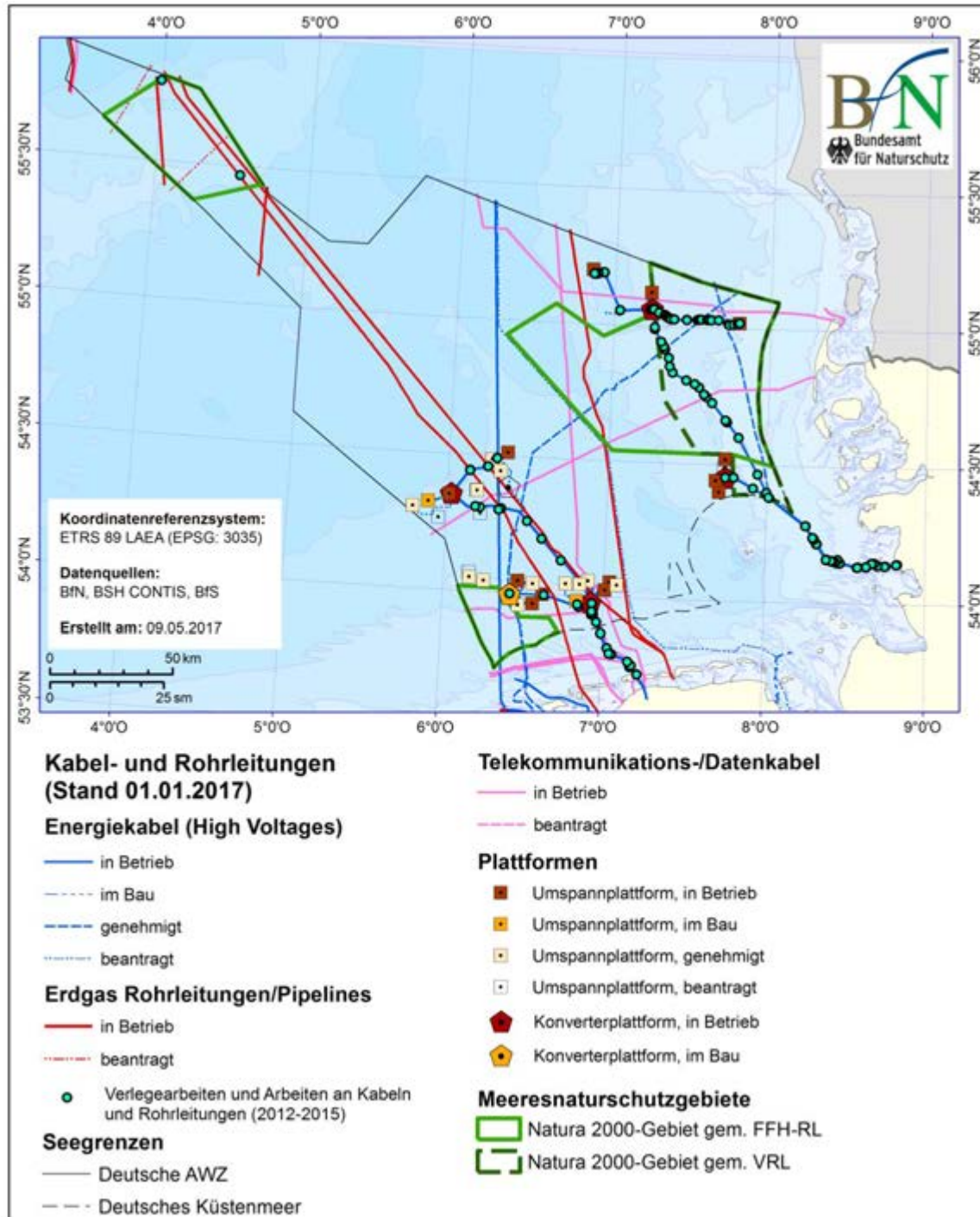


Abb. 54: Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich der deutschen AWZ der Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Durch das NSG „Borkum Riffgrund“ verläuft das zwischen 2006 und 2008 verlegte NorNed-HGÜ-Kabel, welches im Mai 2008 in Betrieb genommen wurde. 2016 wurde mit dem DolWin3-Kabel ein Kabel zur Netzanbindung von Offshore-Windparks verlegt. Parallel zu dieser Trasse (Abb. 55) sollen im Abstand von wenigen 100 m weitere Kabel verlegt werden. Mit dem Cobra-Kabel (DK-NL) ist eines der Kabel bereits genehmigt, das BorWin3-Kabel zur Ableitung des in Offshore-Windparks erzeugten Stroms ist beantragt.

Meeresschutzgebiete Nordsee

Zudem sind zwei HVAC-Kabel zur Ableitung des Stromes vom Windpark „Borkum Riffgrund II“ zur Konverterstation DoWin gamma randlich durch das NSG „Borkum Riffgrund“ genehmigt. In Ost-West-Richtung quert ein Datenkabel das NSG.

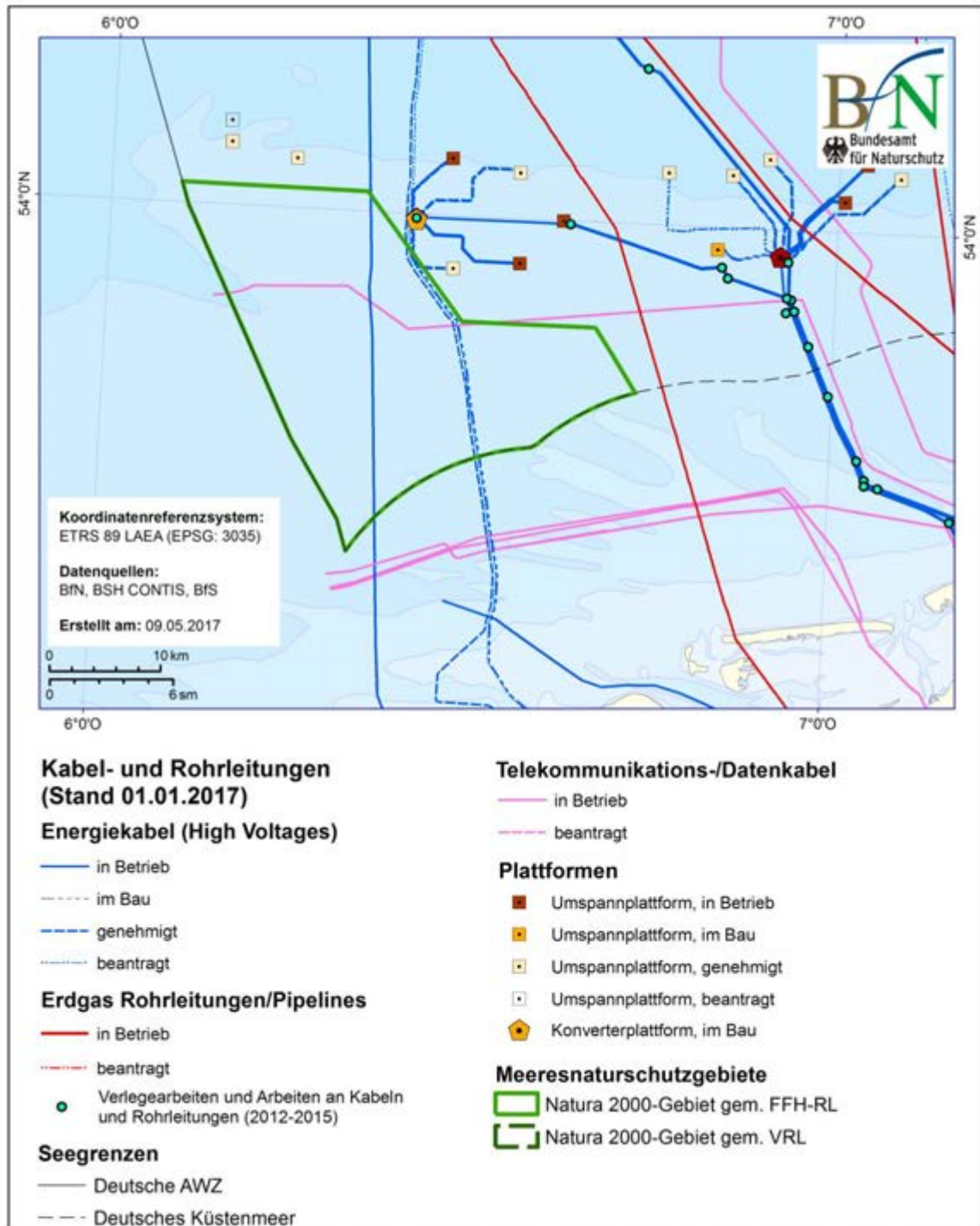


Abb. 55: Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich des NSG „Borkum Riffgrund“.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ liegen aktuell keine Kabel und es sind derzeit keine geplant (Abb. 54). Im Bundesfachplan Offshore 2013/2014¹²² sind jedoch mit den Grenzkorridoren X nördlich des NSG „Doggerbank“ und XI im nördlichen Teil des NSG zwei Korridore verzeichnet, die dazu dienen *„mögliche grenzüberschreitende Seekabelsysteme, die bislang noch nicht in ihrer konkreten Trassenführung bekannt sind, gebündelt in bzw. durch die deutsche AWZ führen zu können“* (S. 59). Eine zukünftige Verlegung von Kabeln auch durch das NSG ist daher nicht auszuschließen, zur Ableitung von Strom aus OWP aber nicht zu erwarten. Durch das Gebiet verlaufen fünf bestehende Rohrleitungen (Norpipe, Europipe1, zwei von der Plattform A6-A abführende Pipelines, eine Pipeline zwischen der Plattform A6-A und der dänischen RAVN-Plattform). Im CONTIS-System sind zudem zwei geplante Gaspipelines verzeichnet, zu denen jedoch keine weiteren Informationen vorliegen; die Umsetzungswahrscheinlichkeit ist für diese Projekte unklar.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Durch das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind mit den Kabeln HelWin1+2 (nur Bereich II, VSG) sowie SylWin1 drei HGÜ-Kabel zur Ableitung des in Offshore-Windparks erzeugten Stroms verlegt. Weitere HGÜ-Kabel für diesen Zweck sind geplant, wovon eines (SylWin2) beantragt ist. Die beiden bereits in Parallellage verlegten HVAC-Kabel zur Ableitung des Stromes vom Windpark „Butendiek“ zur außerhalb des NSG befindlichen Konverterstation SylWin alpha verlaufen ebenfalls durch das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ (Abb. 56). Durch das Schutzgebiet verlaufen weiterhin zwei Trassen für bereits genehmigte Interkonnektoren, das Cobra-Kabel (DK-NL) und das NordLink (NOR-GER). Durch das Gebiet verläuft eine Gaspipeline. Weitere Gaspipelines sind aktuell nicht geplant.

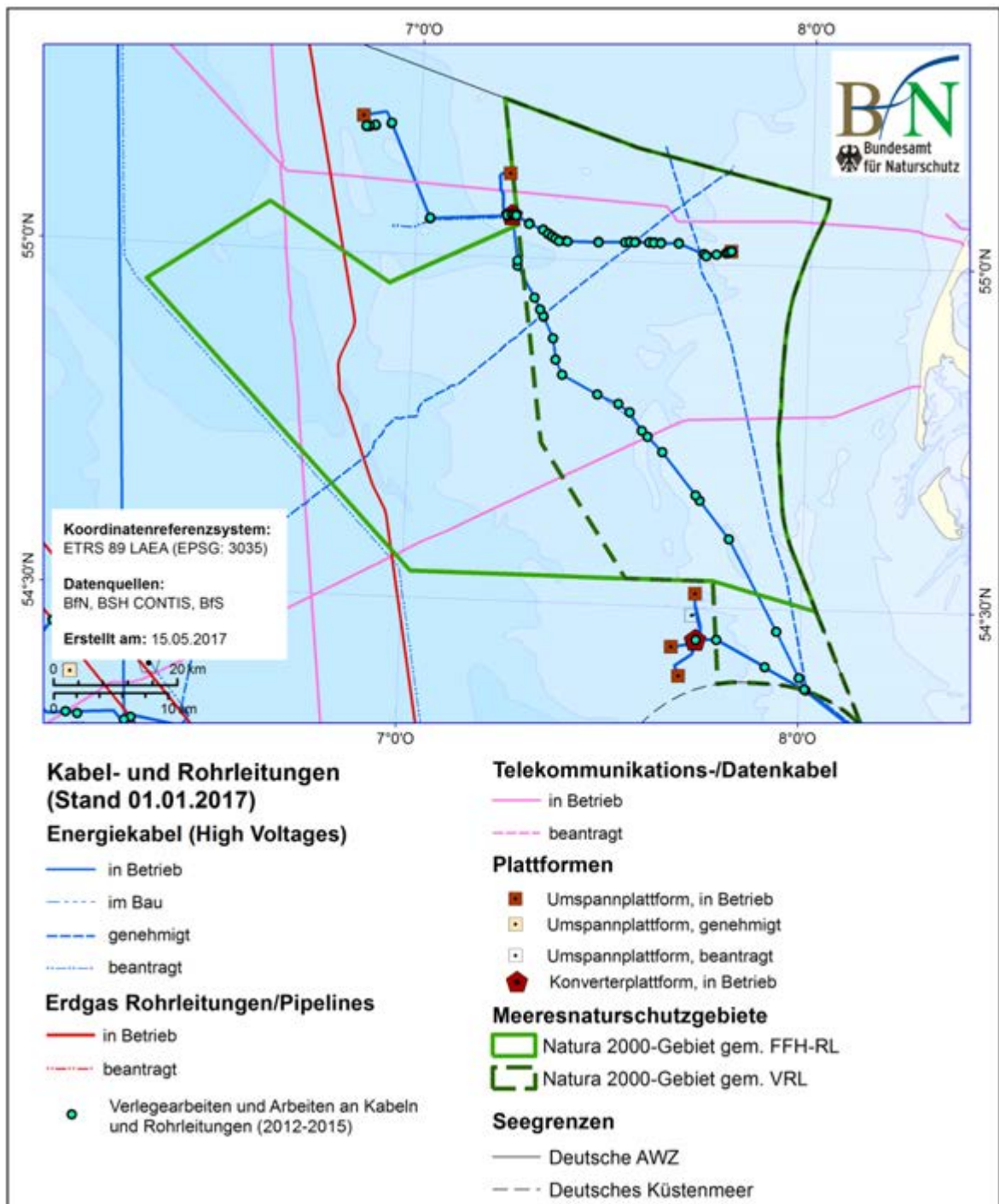


Abb. 56: Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

4.3.2 Energieerzeugung aus Wind

4.3.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Errichtung von OWP direkt in den NSG der AWZ ist aufgrund verschiedener Maßgaben (Raumordnung, ONEP)¹²³ ausgeschlossen. Eine Ausnahme bildet der bereits in Betrieb befindliche OWP „Butendiek“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Darüber hinaus sind zahlreiche OWP im direkten Umfeld der Schutzgebiete in der Planung, im Bau bzw. im Betrieb, die Auswirkungen auf die Schutzgüter in den Gebieten haben können (s. Abb. 57).

Windparks bestehen aus einer oder mehreren Reihen Windenergieanlagen, die jeweils in einem Abstand von 500–1.500 m zueinander stehen sowie ggf. einer Umspannplattform. Zur Ableitung der erzeugten Energie werden Kabel im Meeresboden verlegt (siehe Kap. 4.3.1). Bei der Windkraftnutzung lassen sich vier Phasen abgrenzen: die Planungsphase, die Bauphase, die Betriebsphase und die Rückbauphase. Die einzelnen Phasen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Nutzungsaspekte und den davon ausgehenden Wirkfaktoren.

In der Planungsphase werden im Gebiet Untersuchungen (Greiferprobenahmen, Fischereihols, Flug- und Schiffszählungen) der Schutzgüter durchgeführt.¹²⁴ Während der Bauphase werden die Gründungen für die Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) errichtet und die OWEA selbst anschließend auf die Gründungen gesetzt. Kabel werden im Meeresboden verlegt und ggf. nötige Konverterplattformen errichtet. Dabei kommt es zu einem vermehrten Schiffs- und Helikopterverkehr mit den damit verbundenen Wirkfaktoren (siehe Kap. 4.1.1 und Kap. 4.1.3).

Für den Aufbau der Windkraftanlagen werden Errichter-Schiffe verwendet. Die Fundamente der Windkraftanlagen werden bisher mithilfe von Pfahlgründungen, sogenannten Monopiles, Tripiles, Tripods sowie Jackets im Meeresboden verankert. Die für die Tiefgründung erforderlichen Rammungen verursachen direkt an der Quelle Impulsschall von bis zu 220 dB re 1µPa²s (Schallereignispegel, SEL) bzw. 245 dB re 1µPa (Spitzenpegel, peak), welcher durch geeignete Schallminderungsmaßnahmen minimiert werden muss¹²⁵. Der im Rahmen der Zulassung standardmäßig festgesetzte Lärmschutzwert von 160 dB SEL bzw. Spitzenpegel von 190 dB muss je in 750 m Entfernung zur Rammstelle eingehalten werden. Weiterhin müssen vor Beginn der Rammungen Maßnahmen zur Vergrämung der Tiere mit Pingern und Seal Scarern, einschließlich der Durchführung eines sogenannten „Softstarts“ unmittelbar vor Beginn der Rammung durchgeführt werden¹²⁶. Weniger schallintensive Verfahren stellen Schwerkraft- und Bucketfundamente dar. Allerdings ist dabei durch die größere Standfläche und einen ggf. nötigen Kolkschutz

¹²³Quelle:

<https://www.netzentwicklungsplan.de/de/node/1019/netzentwicklungsplaene/netzentwicklungsplaene-2030-2017>; 01.08.2017

¹²⁴ Auch in der Bau- und Betriebsphase werden Untersuchungen durchgeführt, ihre Auswirkungen sind aber vor dem Hintergrund des Baus bzw. Betriebs eines OWP vernachlässigbar und werden daher hier nicht gesondert behandelt.

¹²⁵ Quelle: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/awz/Dokumente/schallschutzkonzept_BMU.pdf

¹²⁶ Quelle: <http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/17/050/1705009.pdf>

die überbaute Fläche größer als z. B. bei geramnten Fundamenten. Diese Verfahren spielen zudem in der deutschen AWZ der Nordsee nur eine untergeordnete Rolle.

Die Betriebsphase der OWEA ist mit einem kontinuierlichen Serviceverkehr durch schnellfahrende Crew-Transportschiffe und Helikopter verbunden (siehe Kap. 4.1.1 und Kap. 4.1.3). Die Betriebsphase ist verbunden mit Dauerschall durch die OWEA (Rotorge-räusche und Vibrationen). Die OWEA verursachen Schallemissionen in Form von breitbandigem, überwiegend tieffrequentem Dauerschall. OWEA emittieren im Betrieb Breitbandquellpegel um 150 dB re 1 µPa 1m (rms) mit starken tonalen Komponenten und der größten abgestrahlten Energie im Frequenzbereich von ca. 30-800 Hz (Betke & Matuschek 2012).

OWEA haben eine Lebensdauerprognose von 20 Jahren¹²⁷. Bis zum Jahr 2040 müssen in der deutschen Nordsee daher rund 2.000 OWEA zurückgebaut werden, soweit die Genehmigungen nicht verlängert werden¹²⁷. Der Rückbau ist verpflichtend und erfolgt bei Aufgabe des kompletten OWEA-Feldes. Es müssen auch die Verkabelung und ggf. die Konverterplattform zurückgebaut werden.

4.3.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Insgesamt 11 Windparks befinden sich mit Stand 01.01.2017 in der deutschen AWZ in Betrieb. Von diesen Windparks befindet sich mit dem OWP „Butendiek“ einer im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.¹²⁸ 3 Windparks befinden sich im Bau, 18 weitere sind genehmigt, 3 Windparks sind beantragt worden. Ein Rückbau von OWEA findet derzeit nicht statt.

Zum 01.01.2017 ist das Gesetz zur Entwicklung und Förderung der Windenergie auf See¹²⁹ (WindSeeG) in Kraft getreten. Dieses sieht für alle ab dem Jahr 2026 in Betrieb gehende OWP eine zentrale Vergabe von geeigneten Flächen über Ausschreibungen vor, die jährlich Anlagenkapazitäten von 700–900 MW umfassen. Für OWP, deren Inbetriebnahme zwischen 2021 und 2025 stattfinden soll, wurden bzw. werden am 01.04.2017 und am 01.04.2018 zwei separate Ausschreibungen durchgeführt. Dies betrifft bestehende Projekte, für die vor dem 01.08.2016 eine Planfeststellung oder Genehmigung nach Seeanlagenverordnung (SeeAnIV) oder eine Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) erteilt wurde oder für die im Zuge eines Planfeststellungs- oder Genehmigungsverfahrens bereits ein Erörterungstermin stattgefunden hat. Für diese ist eine jährliche Kapazität von 700 MW vorgesehen. Da im Zuge der Ausschreibungen in den Jahren 2017 und 2018 nicht alle Projekte einen Zuschlag erhalten werden, ist eine genaue Prognose, welche der in Abb. 57 dargestellten OWP tatsächlich in näherer Zukunft gebaut werden, nicht möglich. Von den Ausschreibungen ausgenommen sind jedoch die OWP, welche vor dem 01.01.2017 bereits eine unbedingte Netzan-

¹²⁷ Quelle: <http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/405907/>; 16.03.2017

¹²⁸ Weitere OWP sind gemäß Verordnung über die Raumordnung in der deutschen AWZ in der Nordsee (AWZ Nordsee-ROV) vom 21. September 2009 in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee nicht genehmigungsfähig.

¹²⁹ Quelle: <http://www.gesetze-im-internet.de/windseeg/>; 16.03.2017

bindungszusage bzw. eine Anschlusskapazität erhalten haben und bis zum 31.12.2020 in Betrieb genommen werden.

Die auf diese Weise ab 2026 zu entwickelnden Flächen beschränken sich auf die im Bundesfachplan Offshore (BFO) 2012 (BSH 2013a) sowie im BFO 2016 (BSH 2016a) ausgewiesenen Cluster 1 bis 8 und werden künftig jeweils vom BSH in Zusammenarbeit mit der Bundesnetzagentur in einem Flächenentwicklungsplan (FEP) bestimmt. Auch der 1. Entwurf des Offshore-Netzentwicklungsplanes (O-NEP, Version 2017¹³⁰) sieht einen Ausbau in den Clustern 1 bis 8 bis zum Jahr 2030 vor. Der BFO wird letztmalig 2017 fortgeschrieben und künftig zusammen mit dem O-NEP im FEP fortgeführt.

Im Zuge des weiteren Ausbaus der Offshore-Windparks ist mit einer Zunahme des bau- und betriebsbedingten Schiffs- und Flugverkehrs in den Windparks und entlang der Routen, die zu den Windparks führen, zu rechnen.

¹³⁰ Quelle:
<https://www.netzentwicklungsplan.de/de/netzentwicklungsplaene/netzentwicklungsplaene-2030>;
16.03.2017

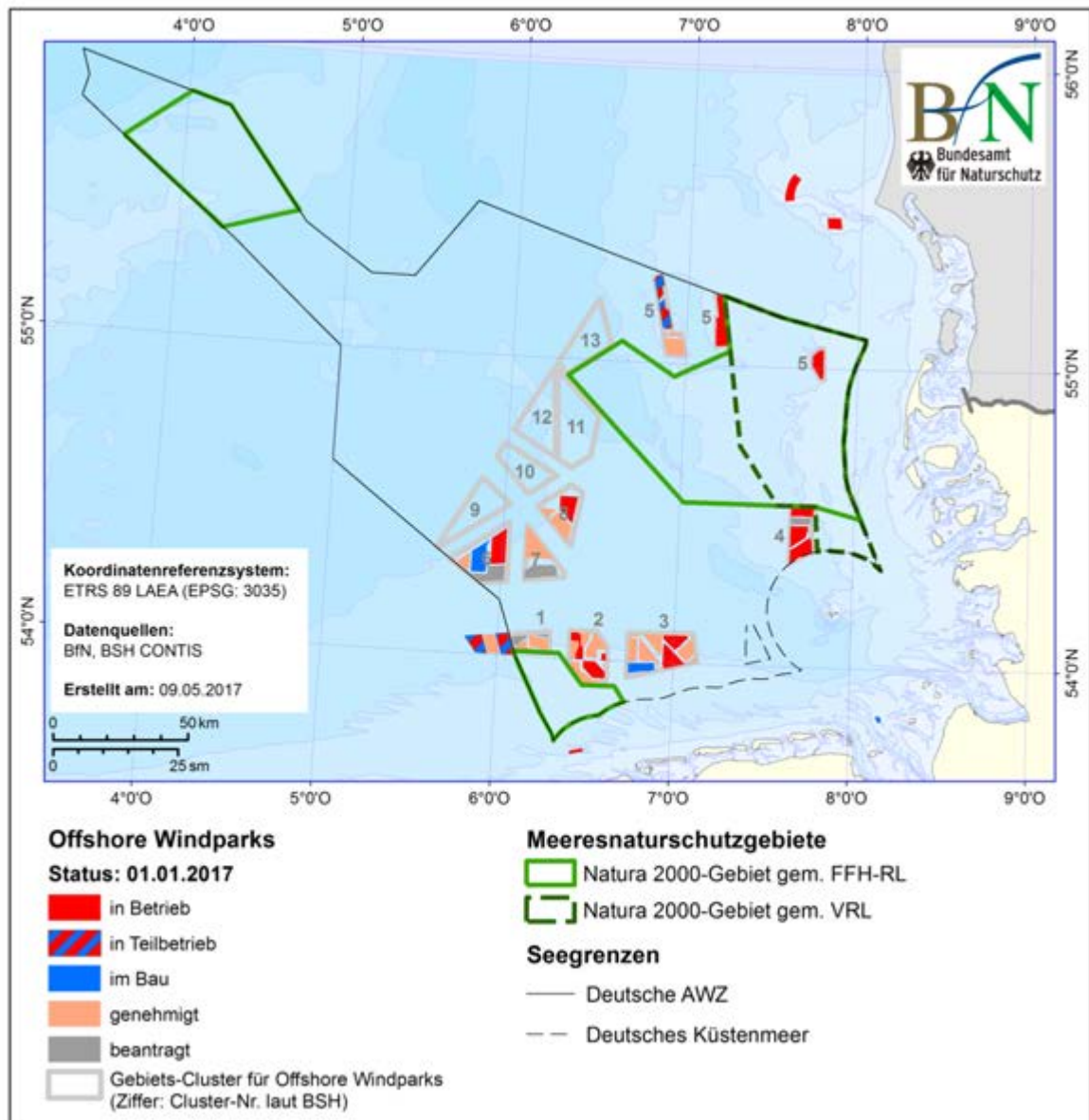


Abb. 57: Offshore Windparks im Küstenmeer und in der AWZ der deutschen Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ selbst befinden sich keine Windparks, jedoch grenzen drei genehmigte Windparks direkt an das Schutzgebiet an. Im nahen Umfeld des Schutzgebietes liegen zudem auf deutscher Seite drei in Betrieb befindliche Windparks sowie zwei weitere bereits genehmigte Parks und ein beantragter Park. Diese sind Teil der für Offshore-Windparks ausgewiesenen Cluster 1 und 2.

Weitere drei Windparks befinden sich nordwestlich des Schutzgebietes im Bereich der niederländischen AWZ (Abb. 57). Einer davon ist bereits genehmigt, zwei sind teilweise in Betrieb genommen.

NSG „Doggerbank“

Im Schutzgebiet und seiner Umgebung befinden sich aktuell weder Windparks noch sind derzeit welche geplant (Abb. 57).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Schutzgebiet selbst befindet sich der von April 2014 bis April 2015 gebaute und seit August 2015 mit 80 OWEA in Betrieb befindliche OWP „Butendiek“. Der gesamte Park nimmt eine Fläche von 33 km² ein.

Weitere vier in Betrieb befindliche, ein im Bau befindlicher, zwei genehmigte und ein geplanter Windpark grenzen an das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ an oder befinden sich im näheren Umkreis (Abb. 57). Diese sind Teil der im Umfeld des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ befindlichen Cluster 4 und 5. Dort können zukünftig weitere Flächen für den Bau von OWP ausgeschrieben werden.

4.4 Sonstige Nutzungen

4.4.1 Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung

4.4.1.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die Speicherung von Kohlendioxid (CO₂) ist im Gesetz zur Demonstration der dauerhaften Speicherung von Kohlendioxid (Kohlendioxid-Speicherungsgesetz - KSpG¹³¹) seit Juni 2012 geregelt. Deutschland setzt damit die Richtlinie 2009/31/EG in nationales Recht um. In dem Gesetz ist für Deutschland eine jährliche Höchstspeichermenge von insgesamt 4 Mio. t und von 1,3 Mio. t CO₂ pro Speicher festgelegt. Eine Länderklausel ermöglicht das generelle Verbot der CO₂-Speicherung in einzelnen Bundesländern.

Die Speicherung ist Teil der CCS-Technologie (Carbon Capture & Storage).¹³² Dabei wird CO₂ in Kraftwerken abgeschieden und zur dauerhaften Speicherung in unterirdische Gesteinsschichten eingeleitet. Das CO₂ wird dabei in Pipelines zum CO₂-Speicher transportiert (Wuppertal Institut et al. 2007). Als Speicher eignen sich z. B. saline Formationen/Aquifere (siehe Abb. 58), ausgeförderte Öl- und Gasfelder und nichtförderbare Kohleflöze (Becker et al. 2009). Die Speicherformationen müssen eine ausreichende Kapazität, dickes Deckgestein und eine Tiefe größer 1.000 m haben, damit kein Phasenübergang des CO₂ stattfindet.¹³³

¹³¹ Quelle: <http://www.buzer.de/gesetz/10273/index.htm>; 16.03.2017

¹³² Quelle:

https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/CO2Speicherung/FAQ/faq_inhalt.html; 01.08.2017

¹³³ Quelle: http://www.braunkohle.de/index.php?article_id=98&fileName=asmus_v2.pdf; 01.08.2017

Die Aufsuchung von Speicherstätten umfasst die seismische Exploration (3D-Seismik, s. Kap. 4.2.6) und Explorationsbohrungen.¹³⁴ Zur dauerhaften Speicherung von CO₂ sind die Errichtung von Plattformen und die Verlegung von Rohrleitungen notwendig. Weiterhin müssen zur Überwachung der Speicherdichtigkeit über einen langen Zeitraum regelmäßig großflächige seismische Untersuchungen (4D-Seismik) durchgeführt werden (Görner 2015). Alle Arbeiten sind, insbesondere während der Bauphase, mit einem erhöhten Schiffsverkehr verbunden. Durch Havarien kann es zum Austritt von größeren Mengen CO₂ kommen (Deutscher Bundestag 2011).

4.4.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gibt es nach Daten der BGR Bereiche mit einem großen Einlagerungspotenzial (Abb. 58). Die RWE Dea AG hat im Jahr 2009 Pläne vorgelegt, CO₂-Speicherkapazitäten in der Nordsee zu erkunden. Dazu wurde die Erkundung als Aufsuchung von Sole für zwei Flächen in der Nordsee beantragt (Abb. 58). Für das Erlaubnisfeld „Nördliches Schleswig-Holstein“, das u. a. Teile des schleswig-holsteinischen Küstenmeeres umfasst, wurde eine Aufsuchungsgenehmigung für vier Jahre erteilt. Diese Erlaubnis lief am 28.02.2013 aus. Seismische Messungen wurden nicht durchgeführt. Für das beantragte Erlaubnisfeld „Östliche Deutsche Nordsee“ wurde bisher noch keine Erlaubnis zur Aufsuchung von Sole durch das LBEG erteilt. Mit Untersuchungen ist in der näheren Zukunft nicht zu rechnen.

¹³⁴ Quelle: <http://www.rwe.com/web/cms/de/37110/rwe/presse-news/pressemitteilungen/?pmid=4002075>; 01.08.2017

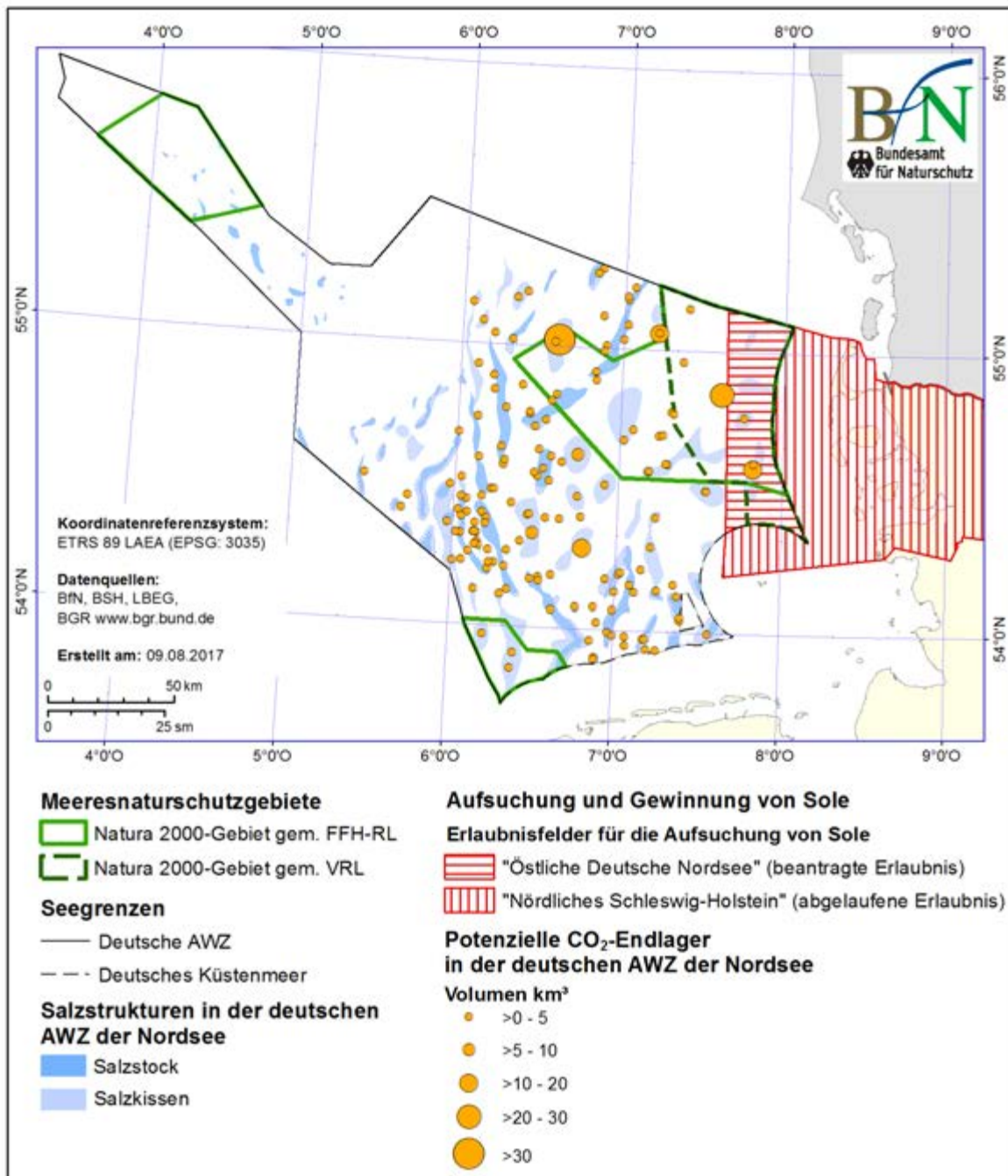


Abb. 58: Saline Formationen (Salzstöcke und Salzkissen)¹³⁵ im Untergrund der deutschen AWZ der Nordsee sowie Erlaubnisfelder zur Aufsuchung von Sole und potentielle CO₂-Endlager.¹³⁶

NSG „Borkum Riffgrund“

Die Nutzung hat derzeit im Gebiet keine Relevanz.

¹³⁵ Quelle: <https://numis.niedersachsen.de>

¹³⁶ Quelle: https://www.bgr.bund.de/DE/Gemeinsames/Oeffentlichkeitsarbeit/Pressemitteilungen/Downloads/bgr-110214-anlage.pdf?__blob=publicationFile&v=2

NSG „Doggerbank“

Die Nutzung hat derzeit im Gebiet keine Relevanz. In der angrenzenden dänischen AWZ könnte es jedoch zur Verpressung von CO₂ in ausgeförderten Erdgas- und Erdölfeldern kommen¹³⁷. Die Nutzung bzw. ihre Auswirkungen in das Gebiet hinein müssen daher im Gebiet als potenzielle Nutzung angesehen werden.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Aufsuchung von Sole mit dem Ziel der Untersuchung der Speicherkapazitäten zur Einlagerung von CO₂ in Aquifere wurde für den Osten des Gebietes im Jahr 2009 von der RWE Dea AG beantragt, Untersuchungen haben aber nicht stattgefunden. Laut BGR¹³⁸ gibt es im Bereich außerdem ein großes Einlagerungspotenzial (Abb. 58). Die Nutzung ist daher im Gebiet zukünftig potenziell möglich.

4.4.2 Militärische Aktivitäten

4.4.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Auf, im und über dem Wasser finden verschiedene militärische Übungen statt, für die allgemeine Übungsgebiete, Luftübungsgebiete, Artillerieschießgebiete, U-Boot-Tauchgebiete sowie Gebiete für die Minenjagd und die Übung mit Sperrwaffen abgegrenzt wurden.

Dabei kommen militärische Schiffstypen wie Zerstörer, Fregatten, Korvetten, Kreuzer, U-Boote, Minensucher, Schnellboote, Landungsboote sowie verschiedene Flugzeuge und Helikopter zum Einsatz.

Die Deutsche Marine ist nicht Eigentümer der Übungsgebiete. Die Übungsgebiete sind öffentlich zugängliche Bereiche, sofern sie nicht als Sperrgebiete ausgewiesen sind. Für diese Gebiete besteht jedoch ein Bestandsschutz. Für den Bereich der AWZ beruht das Recht auf Einrichtung militärischer Übungsgebiete auf dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (Hackstein 2012). Die Übungsgebiete sind im Seeaufgabengesetz und im Raumordnungsplan für die Nordsee verankert (Hackstein 2012). Zukünftig sollen sie auch in der Seeanlagenverordnung festgelegt werden. Bestimmte Übungsgebiete unterliegen freiwilligen Nutzungsbeschränkungen (keine Unterwassersprengungen in bestimmten Zeiträumen zum Schutz von Meeressäugetieren).

Auf See werden folgende Waffensysteme eingesetzt (Hackstein 2012):

- Rohrmaschinen/Bordkanonen von Luftfahrzeugen
- Lenkflugkörper gegen Luft- und Seeziele
- Leicht- und Schwergewichtstorpedos

¹³⁷ Quelle: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/OlieGas/oliegas_sammenfattende_redegoerelse.pdf; 01.08.2017

¹³⁸ Quelle: https://www.bgr.bund.de/DE/Gemeinsames/Oeffentlichkeitsarbeit/Pressemitteilungen/Downloads/bgr-110214-anlage.pdf?__blob=publicationFile&v=2; 01.08.2017

Weiterhin finden der Einsatz von „elektronischen Gegenmaßnahmen“ (z. B. durch die Störung von Radarsignalen) und Täuschkörpern, das Minenlegen und die Minenjagd, die seemännische und fliegerische Ausbildung sowie die U-Boot-Tauchausbildung statt. Außerdem werden Sensoren sowie neue Waffensysteme erprobt.

Militärische Aktivitäten sind mit Impulsschall durch manche Sonare und Unterwasserexplosionen verbunden. Manche Sonare mit impulsartiger Charakteristik erreichen Spitzenschalldruckpegel von über 240 dB. Unterwasserexplosionen sind die lauteste anthropogene Unterwasserschallquelle.

4.4.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Detaillierte Angaben zum Umfang der militärischen Nutzung unterliegen der Geheimhaltung und sind für eine Auswertung nicht zugänglich. Die Darstellung der Nutzung basiert hauptsächlich auf einer Antwort der Bundesregierung auf eine kleine Anfrage der Bundestagsfraktion „Die Linke“ bezüglich der „Belastung der Ökosysteme der Nord- und Ostsee durch die Bundeswehr“ (Deutscher Bundestag 2014) und auf den „Nachrichten für Seefahrer“ des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH).

In der deutschen Nordsee sind allgemeine Übungsgebiete, Luftübungsgebiete (ED-D, ED-R, TRA, CBA sowie eine Luftbetankungszone), U-Boot-Tauchgebiete, Artillerieschießgebiete, Minenjagdgebiete und Sperrwaffenübungsgebiete ausgewiesen. Eine Übersicht über die militärischen Übungsgebiete in der deutschen Nordsee ist in Abb. 59 zu finden.

Entsprechend der in den „Nachrichten für Seefahrer“ in den Jahren 2011–2016 veröffentlichten Warnmeldungen fanden 3–4 militärische Übungen pro Jahr statt (Artillerie-/Flugkörperschießen, Torpedoschießen, Einsatz von U-Booten, Drohnen und Luftfahrzeugen). Dabei wurden verschiedene Gebiete genutzt, v. a. die Gebiete nordwestlich Helgoland (ED-D 46 und ED-D 44) und die Schießgebiete ASG-Nordsee und Torpedo. Die Übungen wurden i. d. R. für einen Zeitraum von mehreren Monaten bis zu einem halben Jahr angekündigt; wie lange die Übungen tatsächlich dauerten, ist dieser Quelle nicht zu entnehmen.

Sonareinsatz

In allen Übungsgebieten in der Nordsee werden Sonaranlagen eingesetzt. In der Nordsee setzt die Einsatzflottille 2 Wilhelmshaven in ihren Fregatten die Bugsonaranlagen DSQS21BZ und DSQS21-Mod2 mit einem Sendeimpuls von 5 ms, 50 ms oder 300 ms ein. Bei Minenjagdeinsätzen werden die Sonare Hull Mounted Sonar Klasse 332, 333 und 352, die autonome Unterwasserdrohne REMUS (Sidescan, 900 kHz/1.800 kHz, kurze Pulsdauer, hohe Pulswiederholfrequenz), die Minenbekämpfungsdrohne SEEFUCHS (Bugsonar, kurze Pulsdauer, hohe Pulswiederholfrequenz) und die Minenbekämpfungsdrohne PINGUIN B3 (kurze Pulsdauer, hohe Pulswiederholfrequenz) eingesetzt.

Sprengungen und Schießübungen

Von 2009–2014 wurden in Nord- und Ostsee im Rahmen der einsatz- und lehrgangsgebundenen Ausbildung der Minentaucher, Spezialkräfte und Besatzungen insgesamt 230 Sprengungen mit Kleinladungen und 47 Sprengungen mit Großladung durchgeführt. Die Sprengungen erfolgten verteilt in allen Übungsgebieten. Detaillierte Daten für die Nordsee allein liegen nicht vor.

Die Deutsche Marine führt ganzjährig Schießübungen durch. Sprengungen und Schießübungen können überall auf See durchgeführt werden, wenn die richtige Wassertiefe, günstige Wetterverhältnisse und „Seeraum überprüft und frei von Fahrzeugen“ vorliegen.

Schießübungen werden überwiegend in den Grenzen der Artillerieschießgebiete (vgl. Schieß-Übungsgebiet in Abb. 59) durchgeführt. Außerhalb dieser Gebiete kann es jedoch zu Einzelschüssen kommen. In den Artillerieschießgebieten wird mit Übungsmunition aus Metall und Beton und mit sich in der Luft selbstzerlegender Munition geschossen. Die Luftwaffe nutzt in den Übungsgebieten Übungsmunition sowie pro Jahr 43 Schuss AIM-9 Sidewinder Lenkflugkörper. Die selbstzerlegende Munition und die AIM-9 Sidewinder Lenkflugkörper detonieren in der Luft.

Unterwasserkommunikation

Die Signaldauer der Unterwasserkommunikation liegt zwischen einigen Sekunden und mehreren Minuten. Sie findet ganzjährig und vorwiegend von Ende Januar bis Mitte Juni und von Ende August bis Mitte Dezember in allen Übungsgebieten der Nord- und Ostsee statt.

Flugübungen

Nach Deutscher Bundestag (2014) finden in den deutschen Hoheitsgewässern der Nordsee regelmäßig Einsatz- und Übungsflüge statt, welche grundsätzlich auch Tiefflüge bis auf eine minimale Flughöhe von 100 ft (ca. 30 m) umfassen. Der Tieffluganteil beträgt generell nur einen Bruchteil der Gesamtflugzeit. Die im VFR-Newsletter der Deutschen Flugsicherung GmbH (DFS)¹³⁹ bekanntgegebenen Zeiträume mit Flugübungen umfassten in den Jahren 2012–2016 maximal 12 Tage pro Jahr in einem Block, meistens im April. Die Übungen fanden in verschiedenen Gebieten statt, z. B. 2015/2016 in den Gebieten ED-D 101A, ED-R 201 (TRA-FRIESLAND), zusätzlich 2013/2014 in den Gebieten ED-D 41A+B, ED-D 44A, ED-D 46 und ED-D 100 und damit in fast allen in Abb. 59 eingezeichneten Gebieten. Nach Deutscher Bundestag (2016b) finden im grenzüberschreitenden Gefahrengbiet CBA Sea 1 (siehe Abb. 59) nur wenige Flugübungen statt.

¹³⁹ Quelle: https://www.dfs.de/dfs_homepage/de/Services/Newsletter/VFR-Newsletter-Archiv/; 01.12.2016

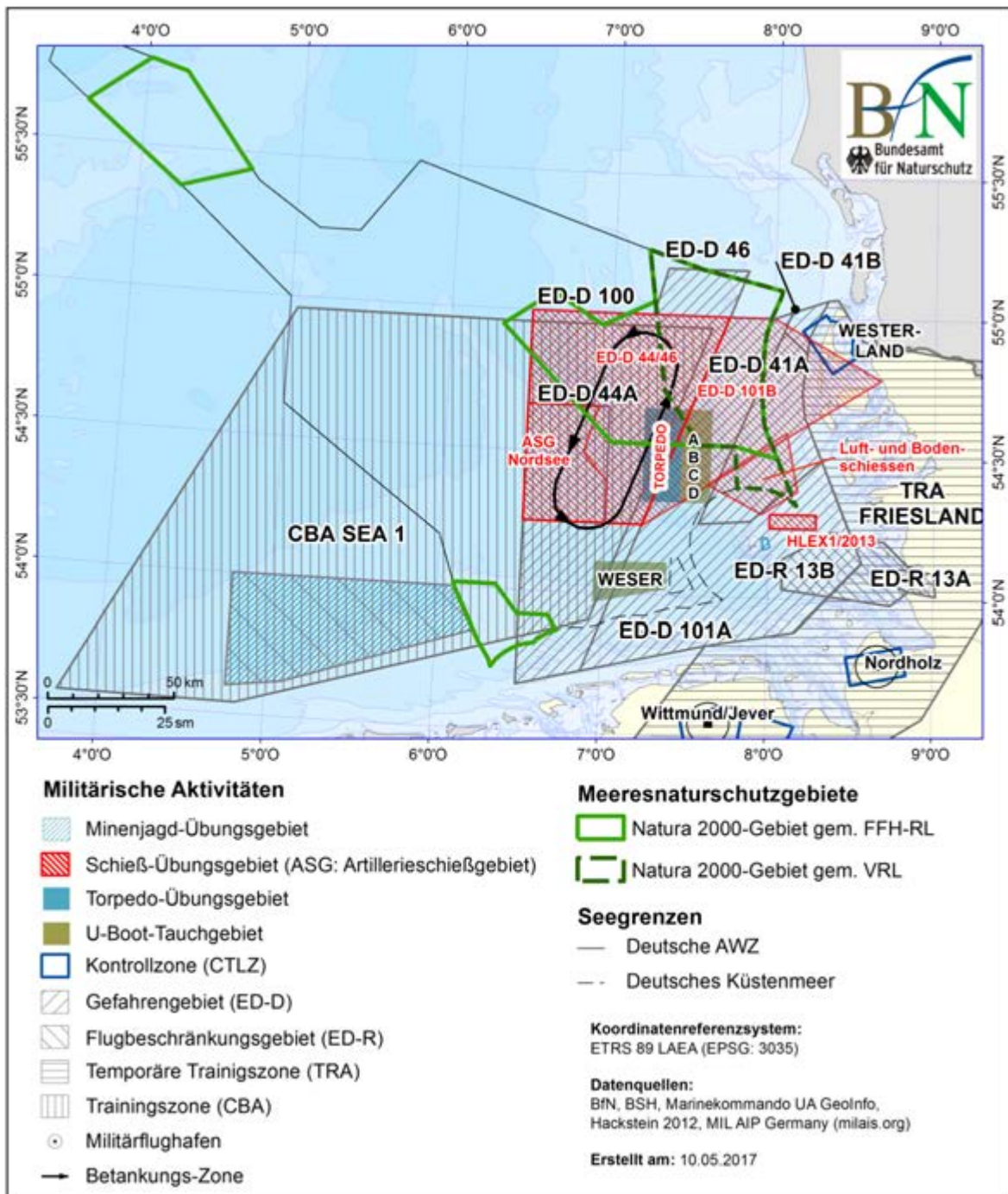


Abb. 59: Militärische Schieß- und Übungsgebiete im Bereich der deutschen Nordsee.

NSG „Borkum Riffgrund“

Fast das gesamte Schutzgebiet liegt im grenzüberschreitenden Gefahrenggebiet „CBA Sea 1“. Dieser Luftraum wird aktuell nur in geringem Maße militärisch genutzt. Im südöstlichen Teil des Schutzgebietes liegt das Gefahrenggebiet ED-D 100. Hier sind jederzeit das Boden-/Luftschießen, das Luft-/Luftschießen und Luftkampfübungen möglich¹⁴⁰.

¹⁴⁰ Quelle: <http://www.eddk.de/luftraum/ed-d/>

Meeresschutzgebiete Nordsee

Unmittelbar westlich an das NSG „Borkum Riffgrund“ angrenzend liegt ein als „Flugübungsgebiet“ und „Minenjagd-Übungsgebiet“ klassifiziertes Gebiet unter niederländischer Hoheit. Die unterteilten Gebiete umfassen sowohl Manöver über und unter Wasser als auch in der Luft.

NSG „Doggerbank“

Im Schutzgebiet liegen keine Übungsgebiete und es sind derzeit keine militärischen Aktivitäten bekannt.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Bereich des Schutzgebietes befinden sich Torpedo-Übungsgebiete, U-Boot-Tauchgebiete, Artillerieschieß-Übungsgebiete und Flugübungsgebiete (Abb. 60). Die Übungsgebiete nehmen über 90 % der Gebietsfläche des Schutzgebietes ein. Militärische Aktivitäten können das ganze Jahr über im Gebiet stattfinden. Diese Aktivitäten können sowohl Manöver über und unter Wasser als auch in der Luft umfassen. Damit gehen vermehrter Schiffs- und Flugverkehr, mit den korrelierten Verschmutzungen der Umwelt und v. a. der Luft, einher. Schießübungen, Detonationen und der Einsatz von Sonar stellen sehr starke Lärmquellen im Gebiet dar. Tiefflug- und U-Boot-Übungen im Gebiet sind ebenfalls mit Lärm und unmittelbarer Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaften im Gebiet verbunden. Darüber hinaus kommt es zu punktuellen Schadstoffeinträgen durch Munition, Minen und Übungsgerät.

Hauptaktivitäten sind Artillerie-, Flugkörper- und Torpedoschießen sowie das Schießen von Luftfahrzeugen auf von Luftfahrzeugen geschleppte Ziele mit Lenkflugkörpern und Bordkanonen. Detaillierte Angaben zum Umfang der Nutzung im Gebiet unterliegen der Geheimhaltung und sind nicht bekannt.

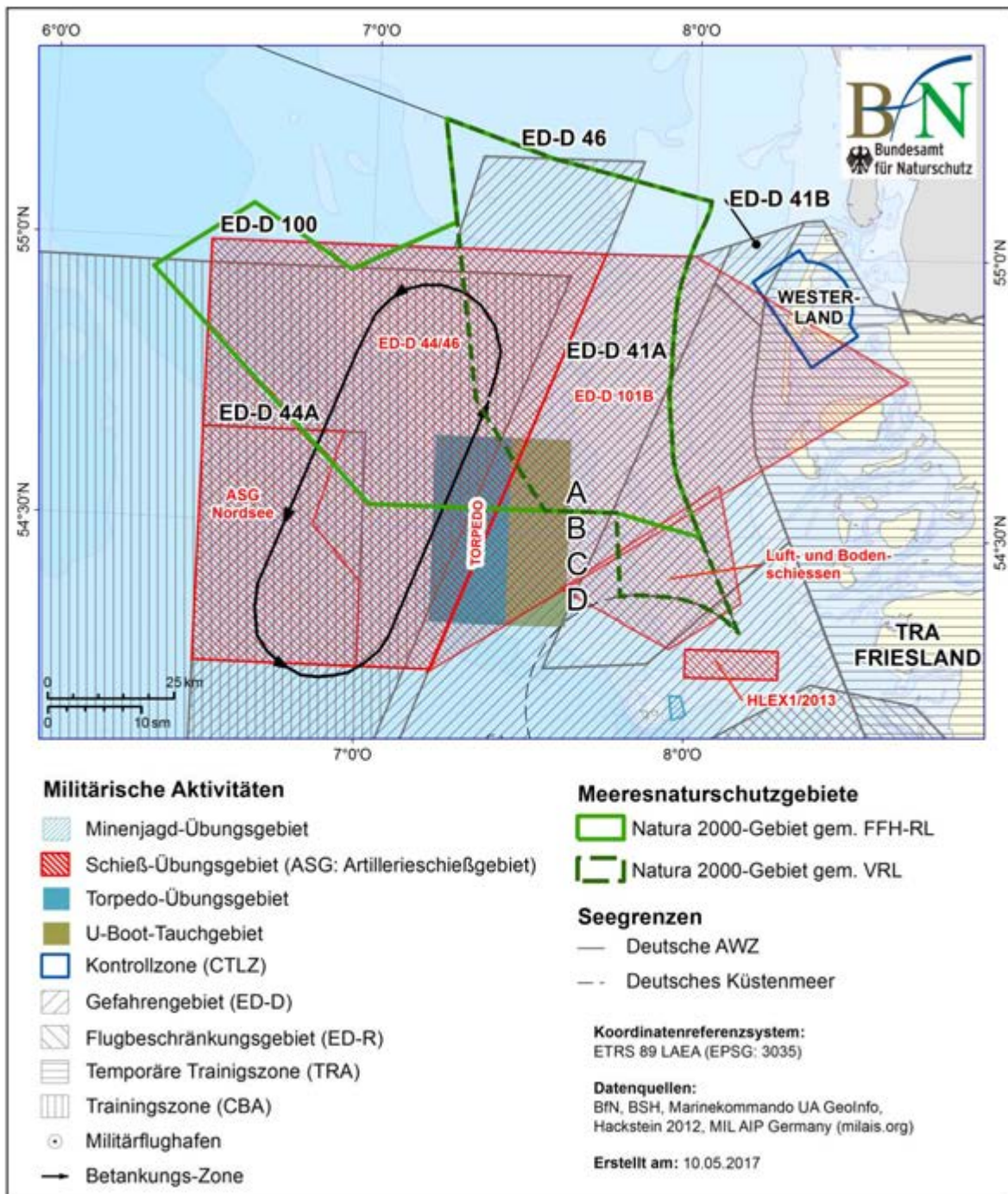


Abb. 60: Militärische Aktivitäten im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“.

4.4.3 Beseitigung militärischer Altlasten

4.4.3.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Zu den militärischen Altlasten zählen eingesetzte, nicht durch Detonation umgesetzte Munition und insbesondere unmittelbar nach Ende des 2. Weltkriegs versenkte Kampfmittel. In Munitionsversenkungsgebieten kann sich bezünderte und unbezündete Munition befinden. Generell wird zwischen konventioneller und chemischer Munition unterschieden.

Konventionelle Munition enthält Sprengstoffe oder Brandmittel (z. B. weißen Phosphor) und entfaltet ihre Wirkung durch Detonation oder Inbrandsetzung. Unkontrollierte (Selbst-) Detonationen können durch Alterung der Materialien (Sprengkopf, Ummantelung) und der chemischen Inhaltsstoffe sowie durch physische Beanspruchung (Bergung, Stoß durch Schiffsanker) erfolgen. Durch chemische und physikalische Umwandlungsprozesse kann mit dem Alter u. a. die Schlagempfindlichkeit steigen und die Handhabungssicherheit sinken (Böttcher et al. 2011a, Pfeiffer 2012). Aus einem Versenkungsgebiet vor der Küste Großbritanniens sind Spontanexplosionen bekannt (Ford et al. 2005).

Chemische Munition enthält chemische Kampfstoffe mit verschiedenen Wirkweisen. Chemische Kampfstoffe haben eine unterschiedliche Lösbarkeit im Meerwasser. Kampfstoffe lösen sich unterschiedlich leicht im Meerwasser. So werden einige Stoffe wie z. B. Tabun und Phosgen in Meerwasser schnell gelöst und dabei in weniger gefährliche oder ungefährliche Bestandteile zerlegt, während andere wie z. B. Senfgas (S-Lost) z. T. zusammen mit Beimischungen kaum lösliche Klumpen ausbilden und somit in der Meeresumwelt nahezu unbegrenzt persistent sind.

Durch die Korrosion der Munitionshüllen und der **Zünder** von konventioneller wie auch chemischer Munition werden u. a. Schwermetalle freigesetzt. Die Menge an Quecksilber aus Munition in der deutschen Nordsee beträgt ca. 400 t, was der 250-fachen Jahreseintragsmenge aus der Elbe in die Nordsee entspricht (Nehring 2011).

Die **Beseitigung militärischer Altlasten** unterteilt sich in die Suche und Dokumentation von Munition und in die eigentliche Munitionsberäumung. Neben der Aufbereitung von Archivdokumenten durch das Umweltministerium in Schleswig-Holstein (MELUR) führen das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie (BSH) und die Deutsche Marine Messfahrten zur Kartierung der munitionsbelasteten Flächen mittels Seitensichtsonaren durch. Diese Bestandsaufnahmen erfolgen abhängig vom jeweiligen Meeresgebiet aufgrund eigener Zuständigkeit oder in Amtshilfe für die deutsche Wasser- und Schifffahrtsverwaltung.

Munitionsberäumung: Bei Bekanntwerden einer konkreten Gefahr durch Munition wird diese meist nach einer kurzen Planungsphase beseitigt. Bei Gefahr im Verzuge (z. B. einer Mine in einem Schleppnetz) erfolgt ein sofortiger Einsatz. Marine Großkampfmittel wie Minen, Torpedos oder Wasserbomben werden dabei in der Regel durch Vernichtungssprengungen beseitigt. Nicht jede Sprengung führt durch sog. Sympathiezündung zu einer vollständigen Umsetzung des Sprengstoffs. Kampfmittelräumdienste der Länder und Privatfirmen setzen für die Vernichtungssprengung in der Regel Taucher ein, die eine Ladung aus wenigen Kilogramm Nitropenta am Sprengkörper positionieren, mit der die Munition zur Detonation gebracht wird. Die Marine setzt für Vernichtungssprengungen oft Unterwasserdronen ein. Damit wird eine Minenvernichtungsladung mit 100 kg Sprengstoff neben die zu beseitigende Munition gelegt und per Fernzündung ausgelöst. Bei planbaren Sprengungen kann ein Blasenschleier zum Einsatz kommen, um die Meeresumwelt vor der erzeugten Schockwelle zu schützen. Unter optimalen Bedingungen konnte bei Minensprengungen mit einem Blasenschleier-Radius von 70 m (Luftmenge 1 m³/m*min) eine Minderung der Druckspitzen um 16–19 dB erreicht werden (Schmidtke 2010). Der

Einsatz der Blasenschleiertechologie ist, obwohl technisch ausgereift und nachgewiesenermaßen hochwirksam, derzeit nicht verpflichtend (Deutscher Bundestag 2012). Eine Abwägung, welche Methode zur Anwendung kommt, liegt derzeit im Ermessen der zuständigen Behörde.

4.4.3.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Nach Angaben des BLANO-Expertenkreises „Munition im Meer“ befindet sich entlang der gesamten deutschen Nordseeküste eine Reihe von ehemaligen Versenkungsgebieten, munitionsbelasteten Flächen sowie Munitionsverdachtsflächen (Böttcher et al. 2011a; Abb. 61). In einigen Fällen gibt es Informationen über die (punktuelle) Einbringung durch Kampfhandlungen. So ist aus Logbuchaufzeichnungen, Befehlen und anderen historischen Dokumenten u. a. die voraussichtliche Lage von Minensperren dokumentiert. Den besten Überblick über die Positionen und Arten von Munition (v. a. Minen) gibt der North Sea Ordnance Pilot, welcher als Verschlussache eingestuft ist. Eine Darstellung von Minensperren findet sich jedoch in Böttcher et al. (2011a, s. Abb. 61). Daraus wird deutlich, dass nahezu überall in der deutschen Bucht mit Minen gerechnet werden muss.

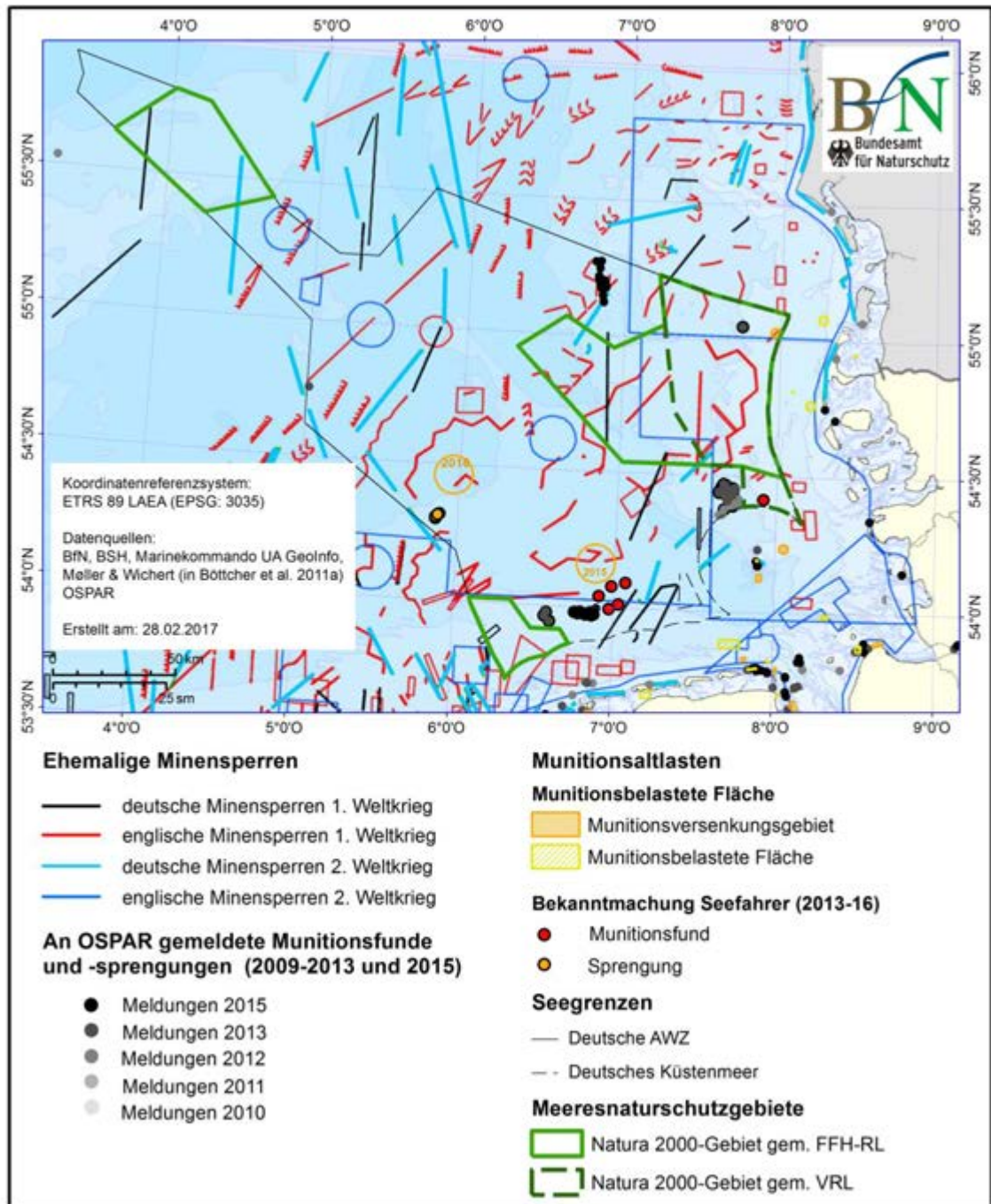


Abb. 61: Militärische Altlasten im Bereich der deutschen AWZ der Nordsee.

Ehemalige (offizielle) Munitionsversenkungsgebiete (siehe Abb. 61) befinden sich in der AWZ 15 Seemeilen westlich von List/Sylt (Art und Menge unbekannt) im Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie im Küstenmeer auf dem Steingrund nordöstlich von Helgoland (Fliegerbomben unbekannter Menge) und südlich von Helgoland (konventionelle Munition sowie 90 t Tabungranaten), in der Emsmündung östlich von Borkum (2.000 t Minen sowie weitere konventionelle Munition, Berichte über Phosphor), Hooksielplate in der Jademündung (650.000–1,2 Mio. t konventionelle Munition, auch Einzelfunde von Senfgas), bei der Insel Minsener Oog (Art und Menge unbekannt) und östlich von Spiekeroog (unbekannte Menge konventioneller Munition, nach Zeitzeugenbe-

richten auch Senfgas). Darüber hinaus existieren weitere munitionsbelastete Flächen, die nicht als offizielle Versenkungsgebiete deklariert waren, in denen aber trotzdem große Mengen von Munition versenkt wurden (z. B. 8 Seemeilen nördlich von Spiekeroog mit 120.000–350.000 t konventioneller Munition) (Böttcher et al. 2011b). Insgesamt wird entlang der deutschen Nordseeküste noch heute über 1.300.000 t konventionelle Munition sowie mit Tabun und Senfgas gefüllte Munition vermutet (Böttcher et al. 2011a).

Der in Brandbomben und Leuchtspurmunition enthaltene weiße Phosphor wird an der Nordseeküste unregelmäßig angeschwemmt, wobei die gelblichen Klumpen mit Bernstein verwechselt werden können und in der Vergangenheit vereinzelt zu Unfällen bei Strandbesuchern geführt haben (Böttcher et al. 2011a, Landespolizei SH 2014).

Es kann nicht immer davon ausgegangen werden, dass Munition heute noch am Versenkungsort liegt (Böttcher et al. 2011a). So ist eine großflächige Verschleppung durch Schleppnetzfisher dokumentiert. Auch bei Offshore-Bauarbeiten kann es zur Verlagerung kommen. Zudem wird Fundmunition (durch Fischer) oft wieder – häufig an anderer Stelle – ins Meer rückversenkt. In der Nordsee kann Munition durch Strömungen freigespült werden. Nach der Korrosion und dem Auseinanderbrechen von Munitionshüllen können Inhaltsstoffe durch Strömungen und Wellenschlag transportiert werden (Böttcher et al. 2014). Der Fachmeinung im BLANO Expertenkreis (Böttcher et al. 2011a), dass nicht schwimmfähige Munition nicht durch Strömungen verlagert werden kann, stehen Berichte von Inselbewohnern entgegen (Böttcher et al. 2011a). Eine Verteilung der Munitionsinhaltsstoffe in der Meeresumwelt nach Freisetzung erfolgt durch natürliche Prozesse (Diffusion, Anreicherung im Sediment, Bioturbation-Verteilung durch grabende Organismen, Partikeltransport durch bodennahe Strömungen). Sie kann auch durch menschliche Handlungen wie unvollständige Sprengungen gefördert werden.

Der Erhaltungszustand von Munitionshüllen ist sehr variabel. Belastbare Aussagen über bereits stattgefundene oder zukünftige Korrosionsraten von Munitionshüllen und die damit verbundene Freisetzung von Inhaltsstoffen wie chemischen Kampfstoffen oder STV sind nicht zuletzt auch aufgrund fehlender Erforschung kaum möglich. Chemische Kampfstoffmunition wurde oft in eher dünnwandigen Kampfmitteln und Behältern versenkt, während beispielsweise konventionelle Fliegerbomben einen mehrere Zentimeter dicken Stahlmantel besaßen (Böttcher et al. 2011a, HELCOM 2013).

Im Rahmen des Baus von Offshore-Windparks (OWP) kommt es aktuell zu einer vermehrten Beseitigung militärischer Altlasten. So wurden z. B. nach Böttcher et al. (2016) im Jahr 2015 im Rahmen des Baus der OWP „Borkum Riffgrund I“, „Gode Wind I+II“, „Sandbank“ und „Nordsee One“ insgesamt 52 Sprengungen durchgeführt (25 Ankertauminen, 7 Grundminen, 7 Bomben, 5 Granaten, 4 Ladungsbehälter, 2 Lenkflugkörper, 1 Torpedo, 1 Seemine). Damit sind Ankertauminen die wahrscheinlich am häufigsten auftretenden militärischen Altlasten in der deutschen AWZ der Nordsee. Die in den Bekanntmachungen für Seefahrer mit geografischen Positionen aufgeführten Munitionsfunde und Sprengungen in der deutschen AWZ der Nordsee aus den Jahren 2013–2016 sowie die an OSPAR gemeldeten Funde und Sprengungen aus den Jahren 2010–2013 und 2015 sind in Abb. 61 dargestellt. In der AWZ der Nordsee ist die Beseitigung militäri-

scher Altlasten überwiegend mit den Nutzungen „Energieerzeugung aus Wind“ und „Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen“ verbunden. Im Rahmen dieser Nutzungen ist auch zukünftig mit einer vermehrten Beseitigung militärischer Altlasten zu rechnen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Aktuell sind aus dem Gebiet keine Aktivitäten zur Beseitigung militärischer Altlasten bekannt. Jedoch gab es im östlich an das Gebiet angrenzenden Bereich mehrere Munitionsfunde und Sprengungen zwischen 2013 und 2015. Im Rahmen der zukünftigen Verlegung von Kabeln im Gebiet kann aufgrund der im Gebiet verzeichneten ehemaligen Minensperren (vgl. Böttcher et al. 2011a) eine Beseitigung militärischer Altlasten notwendig werden.

NSG „Doggerbank“

Aktuell sind aus dem Gebiet keine Aktivitäten zur Beseitigung militärischer Altlasten bekannt. Im Rahmen der zukünftigen Verlegung von Rohrleitungen im Gebiet kann aufgrund der im Gebiet verzeichneten ehemaligen Minensperren (vgl. Böttcher et al. 2011a) eine Beseitigung militärischer Altlasten notwendig werden.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Am 13.03.2014 wurde laut den Bekanntmachungen für Seefahrer im nördlichen Teil des Gebietes eine Ankertaumine gesprengt (siehe Abb. 61). Dabei kam ein großer Blasen-schleier zum Einsatz. Am 27.02.2014 wurde im Rahmen der Verlegung von Kabeln im südlichen Teil des Gebietes ein unbekanntes gefährliches Objekt (wahrscheinlich Sprengkörper) festgestellt. Im nordöstlichen Teil des Gebietes liegt das ehemalige Munitionsversenkungsgebiet NNW03L. Ob in diesem Gebiet tatsächlich Munition versenkt wurde, ist unklar (Böttcher et al. 2011a). Im Rahmen der zukünftigen Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen im Gebiet kann eine Beseitigung militärischer Altlasten notwendig werden.

4.4.4 Wissenschaftliche Meeresforschung

4.4.4.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Im marinen Bereich werden u. a. Grundlagenforschung, Überwachungsmaßnahmen (Monitoring) und nutzungsorientierte Forschungsarbeiten durchgeführt.

Forschungsarbeiten erfolgen mit Schiffen, durch Flugzeuge und Hubschrauber oder mit fest installierten Stationen. Forschungsarbeiten umfassen u. a. Seitensichtsonarmessungen und andere seismische Untersuchungen, die Entnahme von Sedimentproben mit Greifern (Kasten- und Backengreifer) sowie Multicorern, die Entnahme von Epifauna und Fischen mit Baumkurren bzw. Dredgen, Flug- / Schiffstransektzählungen von Rastvögeln

und Säugetieren, Radarmessung von Flugbewegungen von Zugvögeln, Aufzeichnung von Schweinswallauten mit POD's und Hydroschallmessungen des Hintergrundschalls.

Zu Forschungszwecken können auch an Bojen und Betontankern befestigte Messfühler für kontinuierliche Messungen (pH-Wert, Salinität, Temperatur) ausgebracht werden.

Seismische Untersuchungsmethoden dienen dem Auffinden von Bodenschätzen auf und im Meeresboden. Der damit einhergehende Unterwasserlärm beeinträchtigt vor allem Meeressäuger (Deutscher Bundestag 2008).

4.4.4.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Nordsee gibt es eine Vielzahl von Messstellen, Messstationen, Forschungsplattformen und Forschungsgebieten (Abb. 62).

Die Forschungsgebiete des Instituts für Seefischerei wurden 2009 als Vorbehaltgebiete für die wissenschaftliche Meeresforschung im Raumordnungsplan für die deutsche AWZ der Nordsee (BSH 2009) verankert.

Die Überwachung der Meeresumwelt ist im Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (BLMP) organisiert¹⁴¹. Darüber hinaus unternehmen zahlreiche staatliche oder staatlich geförderte Einrichtungen in der deutschen AWZ der Nordsee Forschungsaktivitäten. Eine Auswertung verschiedener Quellen¹⁴² ergab für den Zeitraum 2013-2015 eine Gesamtzahl von ca. 30 in der deutschen AWZ der Nordsee verkehrenden deutschen Forschungsschiffen u. a. des Konsortiums Deutsche Meeresforschung (KDM). Daneben gibt es weitere, nicht in der öffentlichen Hand befindliche Schiffe, die Forschungsfahrten anbieten.

Eine Auswertung der AIS-Tracks der Jahre 2013–2015 durch Kowalik & Struck (2016) ergab, dass die Forschungsfahrten v. a. in der südlichen deutschen AWZ der Nordsee und um die Insel Helgoland stattfanden.

In den Jahren 2013–2015 fanden Forschungsaktivitäten mit Schiffen in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee hauptsächlich im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt. Die jeweils über alle Schiffe aufsummierte mittlere tägliche Anzahl der Forschungsschiffe lag dort zwischen ca. 0,5 und ca. 0,8. Im NSG „Borkum Riffgrund“ war die mittlere tägliche Anzahl mit knapp über 0,1 deutlich niedriger und im NSG „Doggerbank“ mit < 0,1 sehr gering. Damit ist die Anzahl der Fahrten pro Gebiet im Vergleich zum jeweils dort insgesamt stattfindenden Schiffsverkehr vernachlässigbar.

Zu den bei einigen Forschungsfahrten durchgeführten seismischen Messungen liegen nur lückenhafte Informationen vor, eine Quantifizierung ist daher nicht möglich. Beispielhaft sind die im Rahmen des Projektes „Geopotential Deutsche Nordsee“ durchgeführten seismischen Messungen in Abb. 62 dargestellt. Eine Übersicht des BSH zu erteilten

¹⁴¹ Quelle: <http://www.blmp-online.de>

¹⁴² Quellen: <http://www.deutsche-meeresforschung.de/de/forschungsschiffe>; <https://www.portal-forschungsschiffe.de/fahrtberichte>; http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/DOD-Datenzentrum/Forschung_u._Produkte/Fahrtplanung.jsp; <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/DOD-Datenzentrum/Inventuren/1380.jsp>; 01.08.2017

Meeresschutzgebiete Nordsee

Forschungsgenehmigungen (QUELLE#) legt nahe, dass wenige weitere Kampagnen mit seismischen Messungen stattgefunden haben, die Angaben lassen aber weder eine Lokalisierung noch eine Quantifizierung zu.

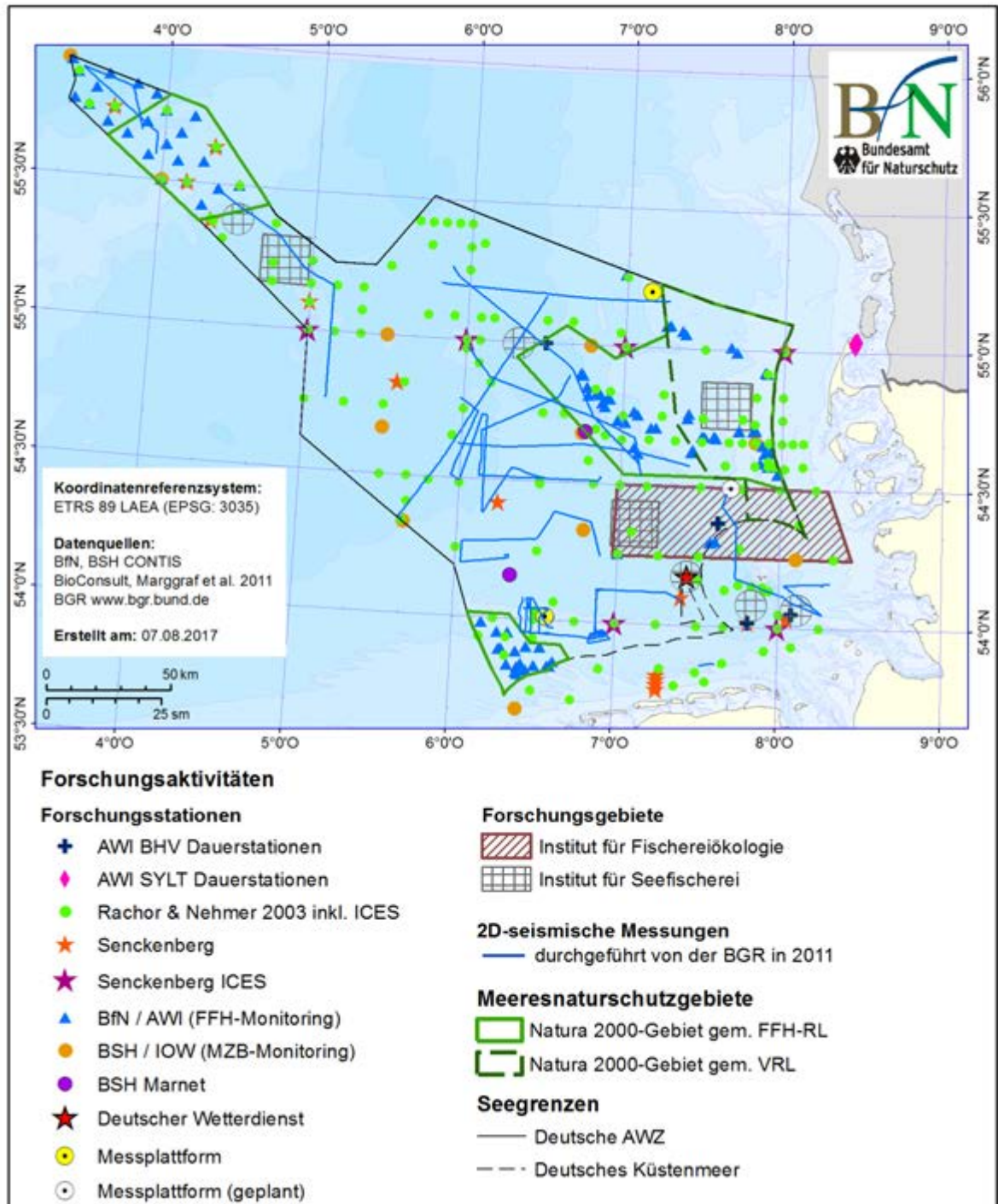


Abb. 62: Langfristige Forschungsaktivitäten in der deutschen Nordsee (Stand 2010).
Quelle: Marggraf et al. (2011), bearbeitet.

NSG „Borkum Riffgrund“

In den Jahren 2013–2015 verkehrten 15 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 45 Schiffstagen pro Jahr im Gebiet. Im NSG „Borkum Riffgrund“ liegen mehrere Messstellen, die gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (Abb. 62).

NSG „Doggerbank“

In den Jahren 2013–2015 verkehrten 7 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 17 Schiffstagen pro Jahr im Gebiet. Im NSG „Doggerbank“ liegen mehrere Messstellen, die gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (Abb. 62). Zudem fanden im Jahr 2011 seismische Untersuchungen (2D) in Randbereichen des Gebietes statt (Abb. 62).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In den Jahren 2013–2015 verkehrten 18 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 206 Schiffstagen pro Jahr im Gebiet. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ liegen 2 Fischereiforschungsgebiete und diverse Messstellen, die teilweise gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (Abb. 62). Zudem fanden im Jahr 2011 seismische Untersuchungen (2D) im westlichen Teil des Gebietes statt (Abb. 62).

4.5 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen

Zur Ableitung der zur Erreichung der Schutzziele notwendigen Maßnahmen sind neben der aktuellen Ausprägung der verschiedenen Nutzungen auch zukünftige Veränderungen der Ausprägung dieser Nutzungen oder mögliche neue Nutzungen neben dem möglichen Wegfall von Nutzungen von Bedeutung. Nachstehend wird zwischen voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen bzw. Nutzungsänderungen unterschieden (vgl. BfN 2017).

Aufgrund der nur qualitativen Bewertung der Auswirkungen in Kap. 6 erfolgt nur eine knappe stichwortartige Beschreibung, um einen Überblick über die wesentlichen voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen zu geben (Tab. 57).

Als voraussichtlich wird eine Nutzungsänderung dann bezeichnet, wenn der Eintritt der Veränderung wahrscheinlich ist. Dies ist z. B. der Fall bei vorliegenden Genehmigungen wie Rahmenbetriebsplänen (Planfeststellung), dem Übergang zur nächsten Phase einer Nutzung (z. B. Übergang von der Bau- in die Betriebsphase) und bei konkreten Verboten der Schutzgebietsverordnungen, die auf bestimmte Nutzungen abzielen.

Als potenziell wird eine Nutzungsänderung dann bezeichnet, wenn der Eintritt der Veränderung unsicher ist. Beispiele sind Erlaubnisse und Bewilligungen, wenn noch kein Rahmenbetriebsplan vorliegt, aber auch alle Nutzungen, die nicht an Einzelgenehmigungen gebunden sind und daher nur anhand von Einschätzungen prognostiziert werden können (u. a. Fischerei und Schifffahrt). Dabei kann sich eine Nutzung durch Änderungen ihrer räumlichen und zeitlichen Ausprägung sowie ggf. durch technische Entwicklungen

(z. B. Geräte, Methoden, Mitigationsmaßnahmen zur ökologischen Optimierung) verändern.

Analog werden voraussichtliche bzw. potenzielle Nutzungen verstanden, die aktuell im Gebiet und seinem nahen Umfeld noch nicht ausgeübt werden.

Tab. 57: Überblick über die voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee.

Nutzung	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“
Verkehr			
Berufsschiff-fahrt	voraussichtlich: - potenziell: zunehmende Verkehrsdichte	voraussichtlich: - potenziell: zunehmende Verkehrsdichte	voraussichtlich: - potenziell: zunehmende Verkehrsdichte
Freizeitschiff-fahrt	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Ziviler Flugverkehr	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Ressourcennutzung			
Berufsfische-rei: Grundbe-rührende Fischerei	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³
Berufsfische-rei: pelagi-sche Schleppnetz-fischerei	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Berufsfische-rei: Stellnetz-fischerei	voraussichtlich: - potenziell: [Einfrieren auf aktuellem Niveau gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³	voraussichtlich: - potenziell: [Einfrieren auf aktuellem Niveau gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³	voraussichtlich: - potenziell: [Einfrieren auf aktuellem Niveau gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“] ¹⁴³
Berufsfische-rei: Reusen und Fallen	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Freizeitfi-scherei	voraussichtlich: [zukünftig räumlich differenziert verboten] ¹⁴⁴ potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: [zukünftig räumlich und zeitlich differenziert verboten] ¹⁴⁴ potenziell: -

¹⁴³ Im Einklang mit den Artikeln 11 und 18 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 über die gemeinsame Fischereipolitik (GFP-Verordnung) erarbeitet Deutschland als initiiender Mitgliedsstaat zur Zeit gemeinsam mit den anderen betroffenen Mitgliedsstaaten eine „gemeinsame Empfehlung“ für eine Regulierung der Fischerei in den Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ in Nordsee. Da dieser Prozess noch nicht abgeschlossen ist und daher die genauen Ergebnisse / Verbote noch nicht feststehen, werden diese als „potenzielle“ Nutzungsänderung eingestuft. Durch die Maßnahme kann es zu einer Verlagerung des Fischereiaufwandes innerhalb des Gebietes kommen.

¹⁴⁴ Die Freizeitfischerei ist zukünftig entsprechend § 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGBRgV bzw. § 6 Abs. 2 Nr. 3 NSGSylV in Teilen der Schutzgebiete verboten und wird daher als „voraussichtlich“ in geringerem Maße stattfindende Nutzung eingestuft.

Nutzung	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	voraussichtlich: - potenziell: da Erlaubnisfeld für Aufsuchung und 2 Gasfelder im Gebiet: 3D-Seismik, Bohrung, Errichtung Förderplattform, Gewinnung von Gas und Verlegung Gaspipeline	voraussichtlich: - potenziell: da Erlaubnisfeld für Aufsuchung: 3D-Seismik, Bohrung, Errichtung Förderplattform, Gewinnung von Gas und Verlegung Gaspipeline	voraussichtlich: - potenziell: -
Aufsuchung und Gewinnung von Sand- und Kies	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: OAM III, Weiße Bank potenziell: Gewinnung im Feld "BSK"
Infrastruktur und Energiegewinnung			
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	voraussichtlich: Verlegung und Betrieb von Kabeln: 2 genehmigte HVDC-Kabel in N-S-Richtung, davon 1 Interkonnektor, 2 HVAC-Kabel Betrieb: 1 weiteres genehmigtes und bereits verlegte HVDC-Kabel potenziell: Verlegung und Betrieb weiterer Kabel zum Anschluss der umliegenden Windparks	voraussichtlich: - potenziell: Verlegung von Rohrleitungen: 2 geplante Erdgasleitungen verlaufen im Gebiet (Genehmigungsstand unbekannt); Betrieb der 2 geplanten Erdgasleitungen	voraussichtlich: Verlegung und Betrieb von Kabeln: 2 genehmigte Interkonnektoren (HVDC-Kabel), Verlegung und Betrieb weiterer Kabel zum Anschluss der umliegenden Windparks potenziell: -
Energieerzeugung aus Wind	voraussichtlich: genehmigt (nähere Umgebung): 6 Parks (1 Park davon auf niederländischer Seite) potenziell: beantragt (nähere Umgebung): 1 Park nördlich des Gebietes	voraussichtlich: - potenziell: beantragt (nähere Umgebung): - ¹⁴⁵	voraussichtlich: genehmigt (nähere Umgebung): 2 Parks potenziell: beantragt (nähere Umgebung): -
Sonstige Nutzungen			
Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: Nutzung könnte in der angrenzenden dänischen AWZ stattfinden ¹⁴⁶	voraussichtlich: - potenziell: großes Einlagerungspotenzial im Gebiet aufgrund vieler Salzstöcke

¹⁴⁵ Die von TenneT vorgestellten Pläne zur Errichtung einer künstlichen Inseln im Bereich der Doggerbank zur Errichtung von OWP und Vernetzung der Stromnetze sehen nach umfangreichen Abstimmungen eine Realisierung zwischen 2030 und 2050 vor (Quelle: <https://www.tennet.eu/de/unsere-kernaufgaben/innovationen/nordsee-infrastruktur/>; 08.05.2017). Sie sind daher nach den hier angewandten Kriterien nicht den potenziellen Nutzungen zuzurechnen.

¹⁴⁶ Quelle: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/OlieGas/oliegas_zusammenfassende_erklarung.pdf; 29.03.2017

Nutzung	NSG „Borkum Riffgrund“	NSG „Doggerbank“	NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“
Militärische Aktivitäten	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Beseitigung militärischer Altlasten	voraussichtlich: 2 ehemalige Minensperren im westlichen und südlichen Teil des Gebietes; bei der Verlegung bereits genehmigter Kabel kann eine Beseitigung notwendig werden potenziell: bei der zukünftigen Verlegung von Kabeln kann eine Beseitigung notwendig werden	voraussichtlich: - potenziell: eine ehemalige Minensperre aus dem 1. Weltkrieg im Gebiet; bei der zukünftigen Verlegung von Rohrleitungen kann eine Beseitigung notwendig werden	voraussichtlich: viele Minensperren im gesamten Bereich des NSG; ein ehemaliges Munitionsversenkungsgebiet im nordöstlichen Teil des Gebietes; bei der Verlegung bereits genehmigter Kabel kann eine Beseitigung notwendig werden potenziell: bei der zukünftigen Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen kann eine Beseitigung notwendig werden
Wissenschaftliche Meeresforschung	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -

4.6 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen

4.6.1 Klimawandel

Für die Nordsee ist auf der Basis einer aktuellen Literaturlauswertung davon auszugehen, dass der beschleunigte Klimawandel den bereits beobachtbaren Temperaturanstieg (OSPAR Commission 2010b, Wiltshire et al. 2010) ebenso wie den Meeresspiegelanstieg weiter beschleunigen wird (Learmonth et al. 2006, Schrum et al. 2016). Die Salinität wird wie der pH-Wert (Versauerung) tendenziell abnehmen; die Modellergebnisse weisen bzgl. Geschwindigkeit und Intensität dieser Veränderungen derzeit jedoch noch eine große Amplitude auf (Schrum et al. 2016).

Die zunehmende Versauerung der Meere ist zusammen mit dem Temperaturanstieg eine deutliche Bedrohung für die gesamten Meeresökosysteme im OSPAR Gebiet (OSPAR Commission 2010b). So ist insgesamt von einer Abnahme der planktischen Primärproduktion auszugehen (Schrum et al. 2016); verändert wird sie auch bereits derzeit durch eine frühere temperaturbedingte Wasserschichtung (OSPAR Commission 2010b).

Die erwartete Zunahme der Niederschläge wird nicht nur zu einer Abnahme der Salinität, sondern auch zu einer verstärkten Auswaschung von Nährstoffen auf landwirtschaftlichen Flächen führen, wodurch das Problem der Eutrophierung verstärkt wird (OSPAR Commission 2010b).

Bereits beobachtete durch den Klimawandel induzierte langfristige Veränderungen sind u. a. von Brander et al. (2016) zusammengefasst worden: Etablierung gebietsfremder Arten, Arealverschiebungen verschiedener Arten und Artengruppen und Veränderungen saisonaler Muster und des Reproduktionserfolgs. Die bereits beobachtbaren Veränderungen werden sich voraussichtlich fortsetzen und intensivieren. So wird u. a. für den Sandaal ebenso wie für den Kabeljau eine Verschiebung der Verbreitung nordwärts erwartet (OSPAR Commission 2010b). Seevögel können durch Veränderungen der Nahrungsgrundlagen, aber auch temperaturinduzierte Veränderungen der Reproduktion betroffen sein (Brander et al. 2016). Bei den Meeressäugtieren wird ein vermehrtes Auftreten wärmeliebender Arten in der Nordsee erwartet (und vereinzelt bereits beobachtet) (MacLeod 2009); die mögliche Veränderung der Verteilungsmuster des Schweinswals ist noch spekulativ (Brander et al. 2016). Gründe können sich v. a. durch Änderungen in der Beuteverfügbarkeit ergeben (Learmonth et al. 2006, Simmonds & Isaac 2007).

4.6.2 Eutrophierung

Die Nordsee ist durch ihr großes Einzugsgebiet und den hohen Festlandsabfluss von Natur aus ein eutrophes Ökosystem. Im Verlauf des 20. Jahrhunderts haben sich die Nährstoffeinträge jedoch stark erhöht. Neben den diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft im Einzugsgebiet sind der atmosphärische Eintrag und Punktquellen im Einzugsbereich (Abwassereinleiter, Industrie) wesentliche Quellen. Wesentlicher Eintragspfad für die Nährstoffe sind die großen Flüsse Elbe, Weser, Ems und Rhein. In den 1980er Jahren wurden in der deutschen Nordsee bodennah ausgeprägte Sauerstoffmangelsituationen (bis zu $< 1 \text{ mg O}_2/\text{l}$) beobachtet (Niermann et al. 1990). Durch die hohen Nährstoffeinträge

gilt die gesamte deutsche Nordsee als Problemgebiet (OSPAR Commission 2010b). Obwohl die Nährstoff-Einträge in die deutsche Nordsee in den vergangenen 30 Jahren deutlich abgenommen haben, sind sie auch entsprechend der Erstbewertung der MSRL (BMU 2012a) weiterhin zu hoch; Nährstoffreduzierungsziele sind formuliert (BMU 2012b).

In den OSPAR Regionen II und III (Nordsee und Irische/Keltische See) stammen ca. 2/3 der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft; beim Phosphor ist es ca. 1/3. Verbrennungsprozesse sind neben der Landwirtschaft eine weitere Hauptquelle für den atmosphärischen Eintrag von Stickstoff. Bei den verkehrsbedingten Stickstoffemissionen nimmt die Bedeutung von Schiffsabgasen aufgrund des zunehmenden Seeverkehrs zu (OSPAR Commission 2010b).

Europäische und internationale Instrumente zur Bekämpfung der Eutrophierung und zum Erreichen der Ecological Quality Objectives (EcoQO; ökologische Qualitätsziele) sind die Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Richtlinie 91/271/EWG), die Nitratrichtlinie (Richtlinie 91/676/EWG), die Richtlinie über die integrierte Verminderung und Vermeidung der Umweltverschmutzung (Richtlinie 2008/1/EG), die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG), die Richtlinie über nationale Emissionshöchstwerte (Richtlinie 2001/81/EG) und MARPOL Anhang VI sowie das UNECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Göteborg-Protokoll).

4.6.3 Ferneinträge von Abfällen und Schadstoffen

4.6.3.1 Abfälle

Als marine Abfälle oder Meeresmüll werden alle langlebigen, angefertigten oder verarbeiteten beständigen Materialien bezeichnet, die durch Wegwerfen oder als herrenloses Gut in die Meeresumwelt gelangen¹⁴⁷. Abfälle gelangen über das Zirkulationssystem in alle Teile der Weltmeere. In der Nordsee sollen sich bereits 600.000 m³ Plastikmüll befinden¹⁴⁸. Ein Drittel der Abfälle in der Nordsee lassen sich der Schifffahrt oder Fischerei zuordnen. Ein weiteres Drittel stammt aus Tourismus- und Freizeitaktivitäten an Land und auf See, der Rest lässt sich nicht klar zuordnen (UBA 2017). Problematisch ist vor allem der Abfall aus Makro- und Mikroplastik, da diese Stoffe sich nur sehr langsam abbauen. Eine Übersicht über die von Mikro- und Makromüll ausgehenden Beeinträchtigungen der marinen Umwelt geben u. a. Bergmann et al. (2015). Die Reduzierung der Müll-Einträge in die deutsche Nordsee auch und v. a. über die Flüsse ist ein Ziel der MSRL (BMU 2012b).

¹⁴⁷ Quelle: <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/was-sind-marine-abfaelle>

¹⁴⁸ Quelle: <https://bundesverband-meeresmuell.de/start-2/makroplastik/>

4.6.3.2 Schadstoffe

Schadstoffe gelangen über direkte Einleitung, über atmosphärische Deposition und v. a. über Flüsse in die Nordsee und werden durch Wasserströmungen u. U. großräumig verteilt. Sie können sich, schadstoff-spezifisch in unterschiedlichem Maße, in Sedimenten und Biota anreichern und verbleiben oft Jahrzehnte im Ökosystem.

Die Anfangsbewertung nach Artikel 8 der MSRL hat gezeigt (BMU 2012a), dass die Konzentrationen einiger Schadstoffe in den relevanten Medien (Wasser, Sediment oder Organismen) rückläufig sind, dass aber nach wie vor biologische Schadstoffeffekte nachweisbar sind.

Die OSPAR-Kommission stellte für die OSPAR-Region II, zu der auch die deutsche AWZ der Nordsee gehört, fest, dass für Cadmium 20 %, für Blei 53 %, für Quecksilber 37 %, für PAK 55 % und für PCBs 71 % der Monitoringstationen einen unzureichenden Status aufweisen (OSPAR Commission 2009).

Die weitere Reduzierung der Schadstoff-Einträge in die deutsche Nordsee ist ein Ziel der MSRL (BMU 2012b).

5. Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber Wirkfaktoren

Die Empfindlichkeit von Lebewesen, Lebensgemeinschaften und Biotoptypen ist die Grundlage für plausible Abschätzungen ihrer Reaktionen auf die Wirkfaktoren von Nutzungen und somit für eine Bewertung der Auswirkungen (Kap. 6) der ausgeübten Nutzungen (Kap. 4) – siehe Kap. 5 in BfN (2017).

Die Möglichkeiten, die Reaktionen von Lebewesen, Lebensgemeinschaften und Biotoptypen auf Stressoren in küstenfernen Meeresgebieten räumlich und zeitlich differenziert zu dokumentieren, sind eingeschränkt. Wesentliche Gründe hierfür sind u. a. der sehr hohe technische Aufwand zur Erfassung von Arten und Habitatstrukturen auf dem Meeresgrund und die ausgedehnten Aktionsradien von Tieren, die wie Meeressäuger und Seevögel in sehr großen Räumen mit z. T. geringer Anzahl vorkommen. Da sich die Auswirkungen der Nutzungen in vielen Fällen der direkten Beobachtung entziehen bzw. vorliegende Daten nicht frei verfügbar sind (siehe Kap. 6), stellt die Analyse der spezifischen Empfindlichkeiten der Schutzgüter den derzeit einzigen praktikablen Weg dar, um aus den vorliegenden gebietsspezifischen Informationen über die Nutzungen und ihrer Wirkfaktoren auf die dadurch resultierenden schutzgutspezifischen Auswirkungen rückzuschließen.

Im Folgenden wird der aktuelle Stand der Forschung zu den Empfindlichkeiten der Schutzgüter der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Nordsee gegenüber den Wirkfaktoren der dort ausgeübten Nutzungen zusammengestellt. Die nachfolgenden Ausführungen in diesem Kapitel haben – vor allem hinsichtlich des Ausmaßes der Wirkungen durch die dargestellten Wirkfaktoren – keinen wertenden Charakter. Sie sind rein deskriptiver Natur, jedoch unabdingbar für die dann im Kap. 6 vorgenommene Auswirkungs-Bewertung.

5.1 Wirkfaktoren der Nutzungen

Die mit der unterschiedlichen Nutzung verbundenen Wirkfaktoren sind in Tab. 58 zusammengestellt.

Tab. 58: Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten¹⁴⁹ in der deutschen AWZ der Nordsee und ihre Wirkfaktoren.

x: im NSG auftretend bzw. relevante Wirkfaktoren der Nutzungen. Es werden keine Angaben zur Intensität des jeweiligen Wirkfaktors bzw. seinen Auswirkungen gemacht. BRg: NSG „Borkum Riffgrund“, Syl: NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, Dgb: NSG „Doggerbank“

Nutzungen	Aktuelle Nutzung im NSG ¹⁴⁹			Wirkfaktoren																
	BRg	Dgb	Syl	Impulsschall (Wasser)	Impulsschall (Luft)	Dauerschall (Wasser)	Dauerschall (Luft) ¹⁵⁰	Fang von Zielarten	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)	Physische Lebensraum-/Biotop-veränderung bzw. -verlust	Barrierewirkung	Kollisionen	Visuelle Störungen	Abfalleinträge	Schadstoffeinträge	Trübungsfahnen	Temperaturveränderungen	Elektromagnetische Felder	Eintrag von Neobiota	Eintrag von Pathogenen
Berufsschifffahrt	x	x	x			x	x			x	x ¹⁵¹	x	x	x	x				x	x
Freizeitschifffahrt	x		x			x	x					x	x	x	x					x
Ziviler Flugverkehr	x	x	x			x	x					x	x							
Berufsfischerei - grundberührende Fischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x	x				
- pelagische Schlepp- netzfisherei		x	x			x	x	x	x				x	x	x					
- Stellnetzfisherei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
- Reusen und Fallen	x		x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Freizeitfischerei	x		x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	x	x		x		x	x			x			x	x	x	x				
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies			x	x		x	x		x ¹⁵²	x			x		x	x				
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	x	x	x			x	x			x	x		x		x	x	x	x		
Energieerzeugung aus Wind	x ¹⁵³		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Aufsuchung von Kohlendi- oxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung				x		x	x			x			x		x	x				
Militärische Aktivitäten	x		x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x				
Beseitigung militärischer Altlasten	x		x	x	x	x	x			x			x	x	x	x				
Wissenschaftliche Meeres- forschung	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x				

¹⁴⁹ bzw. mit Auswirkungen in das NSG hinein

¹⁵⁰ Die Auswirkungen von Dauerschall (Luft) sind derzeit nicht getrennt von denen visueller Störungen zu ermitteln. Beide Wirkfaktoren werden daher unter visuellen Störungen gemeinsam betrachtet.

¹⁵¹ Im Zusammenhang mit der Berufsschifffahrt spielt dieser Wirkfaktor nur im NSG „Borkum Riffgrund“ potenziell eine Rolle. Die negative Korrelation von Schiffs- und Schweinswal-Begegnungen im Bereich des VTG im NSG „Borkum Riffgrund“ (Herr 2009) belegt zwar allein noch keine akustische Barrierewirkung, jedoch zeigt sie je nach Ausprägung des Meideverhaltens von Schweinswalen gegenüber den Schiffen das Potenzial für eine Barrierewirkung auf (vgl. Herr 2009).

¹⁵² Beifang und Tötung der im und auf dem Sediment lebenden Organismen durch den Schleppkopf-Saugbagger bei der Gewinnung von Sand und Kies.

¹⁵³ Nur Wirkfaktoren Impulsschall (Wasser), Barrierewirkung und mit dem Schiffs-/Flugverkehr zu OWPs verbundene Wirkfaktoren.

5.2 Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und Fischarten

5.2.1 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust

Eine Reihe von Nutzungen bewirkt eine physische Lebensraum- bzw. Biotopveränderung, die bis zu einem vollständigen physischen Verlust eines lokalen Vorkommens des entsprechenden Lebensraumes bzw. Biotops führen kann. Eine Überbauung und die Einbringung von Fremdsubstraten führen zu einer vollständigen Abdeckung der bisherigen Ausprägung des Meeresgrundes. Bei der Errichtung von Bauwerken (z. B. OWEA-Fundamente), der Entnahme von Sediment oder durch das Einbringen anderen Substrates (z. B. Einbringung von Kies oder Steinen als Kolkschutzmaßnahme auf Weichböden) kann das im Wirkungsbereich vorkommende Habitat dauerhaft verändert werden oder verloren gehen. Damit verbunden ist i. d. R. ein vollständiger und dauerhafter Verlust der abiotischen und biotischen Sedimentfunktionen, im Wirkungsbereich vorkommende benthische Arten werden abgetötet (BioConsult 2016b)

Mit der Errichtung von Bauwerken wie z. B. Ölplattformen oder Offshore-Fundamenten auf Weichböden entsteht zudem in einem natürlicherweise strukturarmen Lebensraum eine neue Meeresbodenstruktur, die aus Hartsubstraten besteht. Die Bauwerke werden durch für sie charakteristische Hartsubstratarten wie Hydrozoa, Bryozoa, Miesmuscheln oder weiteren bisher lokal nicht vorkommenden Arten besiedelt, die nicht dem Artenspektrum natürlicher Sandböden entsprechen (BIO/CONSULT AS 2006).

Andere Nutzungen wie die grundberührende Fischerei, die Entnahme von Sand und Kies, die Verlegung von Kabeln sowie in geringerem Umfang das Verankern von Schiffen führen ebenfalls zu einer physischen Beeinträchtigung des Meeresbodens (Dinsdale & Harriott 2004, Dürselen 2014). Schädigungen des Meeresbodens dieser Art entstehen hauptsächlich durch die Fischerei mit grundberührenden Fanggeräten. Baumkurren oder Grundscheppnetze haben Eindringtiefen bis zu 30 cm und bewirken mit Scheuchketten, Scherbrettern und Kurrschuhen einen Abtrag und eine Umlagerung des Sediments (Ivanović et al. 2011). Auf den mobilen Weichböden bleibt nach der Befischung mit einem Grundscherbrettnetz eine insgesamt 2–3 m breite und bis zu 35 cm tiefe Schleppspur am Grund zurück (Eigaard et al. 2015). Ein jährlich wiederkehrender regelmäßiger Einsatz von grundberührenden Fischereifanggeräten auf derselben Fläche kann eine kontinuierliche Verschlechterung des Lebensraumes zur Folge haben (Schröder et al. 2008). Beim Einspülen zur parkinternen Vernetzung der Offshore-Windanlagen, aber auch der stromabführenden Kabel sowie von Interkonnektoren, entstehen im Sediment in Abhängigkeit vom Verlegegerät unterschiedlich breite und tiefe Einschnitte, die in der Regel einmalig in der Bauphase erfolgen und zumeist reversibel sind. Sprengungen, wie beispielsweise bei der Beseitigung von militärischen Altlasten, führen auf Weichböden zu temporärer Senkenbildung (Sharma et al. 2001).

Kaiser et al. (2006a) belegten eine steigende Empfindlichkeit der benthischen Gemeinschaften von fein- zu grobkörnigen Sedimenten. Dementsprechend ist die höchste Empfindlichkeit gegenüber physischer Schädigung für den LRT „**Riffe**“ zu erwarten. Zwar sind die geogenen Riffstrukturen relativ resistent gegenüber physischem Druck, sie

regenerieren bei Schädigung jedoch langsam und nicht immer vollständig (Roberts et al. 2010). Zudem sind die charakteristischen Benthosarten auf das Vorkommen von Hartsubstrat angewiesen, so dass eine Sedimentveränderung auch zu einem Verlust der charakteristischen Arten auf der betroffenen Fläche führt. Auch **Sandbänke** und **KGS** sind empfindlich gegenüber physischen Störungen ihrer Struktur, sie regenerieren in der Regel aber in kürzeren Zeiträumen als Riffe (Roberts et al. 2010, Dürselen 2014). Die Zeit bis zur physischen Wiederverfüllung von Schleppspuren, Rinnen und Senken hängt dabei von der Tidenströmung und dem Sediment ab: Je stärker die Tideströmung, desto schneller werden Vertiefungen wieder geschlossen. Nach Tillin & Tyler-Walters (2014) kann in einem Gebiet intensiver Sandentnahme die komplette Regeneration nach Einstellung des Sedimentabbaus an strömungsstarken Standorten wenige Monate und an geschützten Standorten bis zu 15 Jahre dauern. In der deutschen AWZ der Nordsee herrschen relativ hohe Tidenströmungen. Fischereispuren auf Fein-, Mittel- und Grobsanden sind i. d. R. innerhalb einiger Monate bis max. 2 Jahren verschwunden (Schwinghammer et al. 1996, Roberts et al. 2010, Dürselen 2014). Längere Regenerationszeiten nach Fischereiereignissen von bis zu mehreren Jahren sind in **schlickigen Habitaten** zu erwarten (Kaiser et al. 2006a). Hier spielen neben physikalischen auch chemische und biologische Prozesse eine maßgebliche Rolle (verglichen zu Sanden, wo physikalische Prozesse dominieren).

Neben der Reversibilität der Substratschädigungen ist auch die Wiederbesiedlung durch Benthosorganismen für die Regeneration der LRT, Biotope und Lebensgemeinschaften entscheidend (Sommer 2005).

Die physischen Störungen am Meeresgrund wirken innerhalb des Lebensraumes der benthischen In- und Epifauna und können zu Verletzung und Tötung des Benthos führen, wobei auch hier unterschiedliche Empfindlichkeiten bestehen (Roberts et al. 2010). Der Großteil der charakteristischen Makrozoobenthosarten des LRT „**Sandbänke**“ und der **KGS** sind kleine, mobile Infaunaarten (*Spiophanes bombyx*, *Bathyporeia*-Arten, *Spio filicornis*, *Scoloplos armiger*, *Aonides paucibranchiata*) und Arten der sogenannten Sandlückenfauna (*Pisone remota*, *Protodorvillea kefersteini*). Diese Arten sind an mobile, instabile Sedimente adaptiert und kurzlebig, mit einem hohen Wiederbesiedlungspotential nach Störungen (< 1 Jahr; u. a. Bergman & van Santbrink 2000b, Tillin & Tyler-Walters 2014). *Spiophanes bombyx*, *Scoloplos armiger* und *Spio* spp. sind zudem in der Lage bei Sedimentüberdeckung mit einer Aufwärtswanderung zu reagieren. Empfindlicher sind die im LRT „**Sandbänke**“ und z. T. auch in **KGS** vorkommenden langlebigen und/oder fragilen Arten *Tellina fabula*, *Ophiura albida*, *Ophiura ophiura*, *Cerianthus lloydii*, *Echinocardium cordatum* und *Spisula elliptica* und solche Arten, die sich nach einer Umlagerung nicht wieder eingraben können (*Branchiostoma lanceolatum*, Igelwürmer) bzw. deren Bauten zerstört werden (z. B. der Köcherwurm *Lagis koreni*; Berman & van Santbrink 2000, Tillin & Tyler-Walters 2014).

Als besonders empfindlich gilt die unter den gefährdeten Arten gelistete Islandmuschel (*Arctica islandica*) (Kap. 0). Über 90 % der Muschelschalen werden z. B. durch die Befischung mit Trawlern schwer beschädigt, mit einer geschätzten Mortalität von 74–90 %

(Klein & Witbaard 1993). Auch andere große und langlebige Mollusken-Arten wie die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) oder die Schwertförmige Messerscheide (*Ensis ensis*) sind aufgrund ihres langsamen Wachstums und ihrer späten Geschlechtsreife generell empfindlicher gegenüber Störungen. Die Gerippte Tellmuschel (*Fabulina fabula*) besitzt als direkt unter der Oberfläche lebende Art und aufgrund ihrer dünnen Schale eine höhere Sensitivität gegenüber physischen Belastungen wie grundberührender Fischerei.

Eine starke Beschädigung durch die Fischereigeräte erfahren auch die langlebigen, sessilen und für den **LRT „Riffe“** charakteristischen Epifaunaarten Tote Mannshand (*Alcyonium digitatum*), Seenelke (*Metridium dianthus*) und Schlauchseescheide (*Ciona intestinalis*) (Tillin & Tyler Walters 2014). Diese drei Arten können sich darüber hinaus bei Sedimentüberdeckung nicht selbst wieder ausgraben und verenden (Gittenberger & van Loon 2011). Eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Überdeckung wird auch für die beiden weiteren charakteristischen Riffarten (Tab. 6) *Membranipora membranacea* und *Halichondria* spp. angenommen (Tillin & Tyler Walters 2014).

Empfindlich gegenüber physischer Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. Lebensraum-/Biotopverlust ist auch die für **Schlickgründe** typische grabende Megafauna (Afonso-Dias 1997, Bergman & Moore 2001). Die charakteristischen Arten *Nephrops norvegicus*, *Callinassa subterranea* und *Upogebia deltaura* sind relativ groß (> 2 cm) und langlebig (> 1 Jahr) und haben hohe Ansprüche an ihren Lebensraum (typischerweise ungestörter weicher Schlick). Bei Verlust ihrer Grabgänge benötigt die grabende Megafauna mehrere Jahre um 90 % ihrer vorigen Produktivität wiederzuerlangen, für die Wiederherstellung der natürlichen Struktur des Lebensraumes sind sogar mehr als zehn Jahre nötig (Narberhaus et al. 2012).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die prinzipiell mögliche Regeneration der Substrate und der Lebensgemeinschaften nur dann stattfinden kann, wenn wiederholte Schädigungen ausbleiben. Ob die Folgen einer Nutzung temporär oder dauerhaft sind, hängt deshalb von der Nutzungsintensität bzw. -häufigkeit ab. Substratschädigungen, die von Kabelverlegungen ausgehen, erfolgen in der Regel einmalig in der Bauphase und sind daher (in Abhängigkeit von Verlegemethode und Sediment) typischerweise temporär. Nur im Bereich von Riffen und groben Sedimenten sind dauerhafte Substratveränderungen möglich. Ein häufiger Einsatz von grundberührenden Fischereifanggeräten auf derselben Fläche kann hingegen eine dauerhafte Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. einen Lebensraum-/Biotopverlust zur Folge haben (Reiss et al. 2009).

Von mechanischen Schädigungen durch die grundberührende Fischerei ist auch die besonders fragile Seefeder betroffen. Die Art ist zwar in der Lage sich bei Störung in das Sediment zurückzuziehen, die tiefer in das Sediment grabenden Fanggeschirre führen aber zu einer Zerstörung oder Schädigung von Seefedern (Tillin & Tyler-Walters 2014). Darüber hinaus führt die grundberührende Fischerei zu starken Aufwirbelungen von Partikeln und damit zur Trübung des Wassers. Dadurch können die Filterorgane dieses Suspensionsfressers verstopft werden (Narberhaus et al. 2012).

Der Großteil der lebensraumtypischen Fischarten gehört zu den demersalen und damit bodenlebenden Fischen, die artspezifische Ansprüche an das Sediment haben. Diese Arten ernähren sich vorwiegend von benthischen Wirbellosen. Physische Schädigungen oder Störungen des Meeresgrunds, inklusive ihrer benthischen Gemeinschaften, führen zu einem Habitatverlust und zum Verlust der benthische Nahrungsgrundlage, auf die diese Arten angewiesen sind. Besonders empfindlich gegenüber Habitatverlust reagieren die für **Sandbänke** und **KGS** lebensraumtypischen Sandaale. Sie alle haben spezifische Ansprüche an das Sediment, welches ihnen v. a. zum Eingraben dient (Wright et al. 2000, Gibson et al. 2015).

5.2.2 Trübungsfahnen

Bei Aufwirbelung oberflächennaher Sedimente gerät Sediment in Suspension und kann noch weit über den betroffenen Bereich hinaus – auch bei einer Aufwirbelung außerhalb der Schutzgebiete – Auswirkungen im Gebiet selbst haben. Die Ausbreitung und Intensität von Trübungsfahnen hängt u. a. von der Menge des umgelagerten Materials, der Korngröße des suspendierten Sediments und der vorherrschenden Strömung ab. Je feiner das Sediment, desto länger bleibt es in der Wassersäule, bevor es wieder sedimentiert. Besonders ausgeprägte Trübungsfahnen können bei Baggerungen entstehen. Duclos (2012) z. B. fand heraus, dass die feinen Lehmfraktionen von Trübungsfahnen noch bis zu 8,5 km Entfernung erfassbar waren. Newell et al. (2004) berichteten von einer erfassbaren Fahne von bis zu 2 km Entfernung, mit einer Ablagerung von Sand und Kies innerhalb von 500 m. Allerdings waren Effekte auf den Meeresboden (veränderte Sedimentzusammensetzung) bis mindestens 1.250 m nachweisbar. Sand- und Kiesabbau findet in der deutschen AWZ auf Flächen mit relativ geringem Feinkornanteil statt, deshalb setzen sich die suspendierten Sedimente wahrscheinlich überwiegend im Nahfeld des Abbaubereichs wieder ab. Modellrechnungen für Kabelverlegungen ergaben, dass 25-30 % des Sedimentes im Kabelgraben in Suspension gelangen (vgl. Galagan & Isaji 2008, Galagan et al. 2003, Swanson & Isaji 2006, Fissel et al. 2006), was eine sehr stark vorsorgeorientierte Annahme zu sein scheint.

Da im Wesentlichen der Feinkornanteil resuspendiert und verdriftet (Dankers 2002), wird die Sedimentstruktur v. a. im unmittelbaren Einwirkungs- und umgrenzenden Nahbereich verändert. Das kann bei ursprünglich grobsandigen (**KGS**) oder schlickigen Sedimenten („**Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna**“) durch den Eintrag bzw. Austrag von Feinsediment die Geomorphologie und Funktion nachhaltig beeinträchtigen. Eine Zunahme von Sand- und Grobsandanteilen in ursprünglich reinen Schlickgebieten durch den Austrag von Feinsediment kann in der Folge den Bau von stabilen Grabgängen des auf Schlick angewiesenen Kaisergranats *Nephrops norvegicus* beeinträchtigen. Bei Überdeckung von Riffstrukturen geht Siedlungssubstrat für Arten wie *Balanus crenatus* und *Mytilus edulis* verloren. Ihre Wiederbesiedlung über Larveneintrag aus der Umgebung kann im Anschluss daran nur erfolgen, wenn die entsprechenden Riffstrukturen wieder freigespült werden (Tillin & Tyler-Walters 2014).

Die in Suspension gebrachten Feinkornfraktionen führen darüber hinaus zur Bildung von Trübungsfahnen, d. h. sie reduzieren die Lichtdurchlässigkeit der Wassersäule. Dies kann kurzfristig die Photosyntheseleistung der auf Licht angewiesenen Phytoplanktonorganismen verringern, die Primärproduktion und damit die Nahrungsverfügbarkeit für das **Makrozoobenthos** beeinträchtigen (Tillin & Tyler-Walters 2014). Ebenfalls an Licht gebunden ist der Kaisergranat *Nephrops norvegicus*, der nur bei Sonnenaufgang und Sonnenuntergang seine Höhle zur Nahrungssuche und Fortpflanzung verlässt (Tillin & Tyler-Walters 2014). Änderungen der Lichtintensität infolge Trübungsfahnen können dieses Wanderungsverhalten stören und die Nahrungssuche beeinträchtigen. Empfindlich auf Trübungsfahnen reagieren auch die v. a. im LRT „Riffe“ vorkommenden filtrierenden (*Mytilus edulis*, Balaniden) und im LRT „Sandbänke“ suspensionsfressenden Vertreter (*Spisula solida*, *Spisula elliptica*) des Makrozoobenthos, da die aufgewirbelten Sedimentkörner die sensiblen Filterorgane verstopfen können (Tillin & Tyler-Walters 2014).

Auch bei **Fischen** können nach sedimentaufwirbelnden Ereignissen artspezifische Reaktionen eintreten (Ehrich & Stransky 1999). Bei pelagischen Fischarten besteht durch Sedimentaufwirbelung die Gefahr, dass der Kiemenapparat geschädigt wird und aufgrund dessen die Effizienz der Atmung verringert wird. Daher verlassen diese Arten in der Regel trübe Wasserkörper (Ehrich & Stransky 1999). Bodennah lebende Arten wie z. B. der Kabeljau sind eher an trübe Wasserbedingungen gewöhnt und reagieren weniger empfindlich auf Sedimentaufwirbelungen (Ehrich & Stransky 1999). Bodenlebende Arten wie Kliesche, Zwergzunge oder Scholle halten sich natürlicherweise auf bzw. in den oberen Sedimentschichten auf. Es wird daher angenommen, dass sie an hohe Schwebstoffanteile im Wasser adaptiert sind, so dass auftretende Trübungsfahnen und erhöhte Sedimentationsraten diese Arten weniger beeinflussen. Bei den Plattfischen wurde nach sturmbedingten Sedimentaufwirbelungen zwar eine erhöhte Schwimmaktivität beobachtet, die jedoch nicht als Reaktion auf eine Stresssituation, sondern als Nahrungssuche bei vermindertem Prädationsdruck durch fischfressende Räuber interpretiert wurde (Ehrich & Stransky 1999). Empfindlich auf Trübungsfahnen reagieren allerdings Fischlaich und Fischlarven verschiedener benthischer und pelagischer Fischarten. Das Anlagern von suspendierten Partikeln auf die abgelegten Eier in der Wassersäule führt zu dessen Absinken und ggf. ihrer Überdeckung und Schädigung. Hohe Schwebstoffdichten fördern nach Studien von Keller et al. (2006) eine Verpilzung des Fischlaichs.

5.2.3 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)

Die mobile grundberührende Fischerei (insbesondere die Baumkurrenfischerei) führt - über die in Kap. 5.2.1 beschriebene Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. über den Lebensraum-/Biotopverlust hinaus - zum Beifang lebensraumtypischer benthischer Organismen (u. a. Seesterne, Schnecken, Muscheln, Krebse) und Fische (Lindeboom & Groot 1998). Fische sind außerdem als Beifang bei der Stellnetzfisherei zu finden. Die Empfindlichkeit des **Makrozoobenthos** gegenüber diesem Wirkfaktor kann über die Mortalitätsrate veranschaulicht werden, die durch ihre Fragilität (z. B. Schale, Chitinpanzer) und Mobilität bestimmt wird. Unter Berücksichtigung der Beifangmenge und der

zurückgelegten Schleppspur, die die Mortalitätsrate beeinflussen, beträgt die Mortalitätsrate 0–40 % für Schnecken, Seesterne, Flohkrebse und Borstenwürmer, 40–70 % für Krebse und bis zu 80 % für Muscheln (Lindeboom & Groot 1998, Bergman & van Santbrink 2000a, Catchpole et al. 2005). Vor allem die großen, langlebigen Muschelarten (*Arctica islandica*, *Spisula* spp.) sind durch Beifang gefährdet (Lindeboom & Groot 1998, Bergman & van Santbrink 2000b, Narberhaus et al. 2012). Gute Überlebenschancen (80–100 %) sind dagegen für die Sandbank-typischen Arten Gemeiner Einsiedlerkrebs (*Eupagurus bernhardus*), Gemeiner Seestern (*Asterias rubens*) und die Ruderkrabbe (*Liocarcinus depurator*) beschrieben, wenn sie unmittelbar nach dem Fang wieder über Bord gegeben werden. Verbleiben die Arten jedoch längere Zeit an Bord, setzt infolge der Luftbelastung und des physiologischen Stresses ein anaerober Metabolismus ein, der in der Folge zu steigenden Mortalitätsraten und einer Reduzierung der Fitness führt (Bergmann & Moore 2001).

Die Mortalitätsrate der beigeangenen und zurückgeworfenen **Fische** variiert zwischen 50 und 100 % bei Plattfischen, 80 und 100 % bei Rundfischen und beträgt 100 % bei Kabeljauartigen (Lindeboom & Groot 1998). Besonders gefährdet sind die für den LRT „Sandbänke“ typischen, aber auch seltenen Arten Nagelrochen (*Raja clavata*), Sternrochen (*Amblyraja radiata*) und Kleingefleckter Katzenhai (*Scyliorhinus canicula*), da sie aufgrund ihrer Größe und Körperform (rhombisch bei Rochen) nur schwer durch die Maschen im Öffnungsbereich der Schleppnetze entkommen können (Narberhaus et al. 2012). Rochen verfangen sich zudem mit ihrer dornigen Scheibe sehr leicht in Kiemennetzen. Die Weibchen aller drei o. g. Arten legen nach der Fortpflanzung Eikapseln auf sandigen oder kiesigen Untergrund ab oder verankern sie an aufrechten Wirbellosen wie Schwämmen, Moostierchen und Hydrozoen. Da die Eikapseln mit steifen, spitzen oder fädigen Fortsätzen verlängert sind, verfangen sie sich leicht in mobilen Schleppnetzen, wodurch die embryonale Sterblichkeit steigt (Narberhaus et al. 2012).

Durch den Beifang werden trotz z. T. großer Maschenweiten auch untermaßige Individuen von kommerziellen Arten wie z. B. Jungschollen entnommen, was zu einer Beeinträchtigung der Rekrutierung dieser Bestände führt (Lindeboom & De Groot 1998). Änderungen in der Populations- und Altersstruktur der Fischgemeinschaften sind die Folge (Hall et al. 2000).

5.2.4 Schadstoffeinträge

Einige Nutzungen haben sowohl im Regelbetrieb als auch bei Unfällen/Havarien Meeresverschmutzungen mit verschiedenen Schadstoffen zur Folge. Während die Kontamination im Regelbetrieb (z. B. bei der Schifffahrt oder Gewinnung von Kohlenwasserstoffen) meistens schleichend ist (geringe Mengen über einen langen Zeitraum), gelangen bei Unfällen oft sehr große Mengen von Schadstoffen (z. B. Öl) ins Meer. Die für die Schiffsantriebe verwendeten Betriebsstoffe verursachen luftgebundene Emissionen von Schadstoffen (Stickoxide, Schwefeldioxid, Rußpartikel, Schwermetalle), die mit der atmosphärischen Deposition ins Meer eingetragen werden. Durch Waschwasser von Abgasreini-

gungsanlagen (Scrubber) gelangen Schadstoffe direkt ins Meer. Weiterhin werden beim routinemäßigen Schiffsbetrieb Ölrückstände, Farben, Lösungsmittel sowie aus Antifoulinganstrichen ausgewaschene Substanzen ins Meer freigesetzt (OSPAR 2010b).

Durch Korrosion der Hüllen von Altmunition aber auch bei der sprengtechnischen Vernichtung von Munition gelangen Schadstoffe und ihre Umwandlungsprodukte (wie TNT, RDX, Hexyl oder Schwermetalle) in die Meeresumwelt.

Bauwerke im Meer (u. a. OWP) können neuere Schadstoffquellen darstellen. Durch Opferanoden zum Korrosionsschutz gelangen Schwermetalle in das Meerwasser und die Sedimente, Antifouling-Zusätze für Kühlwasser können auch im näheren Umfeld der Bauwerke biozide Wirkungen aufweisen (OSPAR 2010b).

Chemische Gefahrstoffe wie Pestizide, PCBs und Schwermetalle akkumulieren v. a. in feinen Sedimenten, da sie sich bevorzugt an Ton-/Schluffpartikeln anlagern. Sie werden besonders von den in diesen Lebensräumen (u. a. „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“) lebenden, häufig sehr langlebigen Organismen aufgenommen, und sie können sich entlang der Nahrungskette soweit anreichern, dass sie Konzentrationen erreichen, die zu deutlichen Schäden an den Organismen führen (Narberhaus et al. 2012).

Schadstoffe können aber grundsätzlich von allen Meeresorganismen über die Nahrungskette (durch Adsorption gelöster Substanzen oder Filtration partikulärer Substanzen und trophischen Transfer) aufgenommen werden und deren Fitness beeinträchtigen. Direkte Effekte auf das **Makrozoobenthos** reichen von zellulären und biochemischen Veränderungen, physiologischen Auswirkungen auf Respiration oder Stoffwechsel bis hin zu erhöhter Mortalität. Besonders gefährdet sind Organismen der höheren trophischen Ebenen, da sich Schadstoffe in der Nahrungskette anreichern (Borja et al. 2011). Gut untersucht ist die Wirkung von Tributylzinn (TBT) auf die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*): bereits geringe Konzentrationen lösen bei Wellhornschnecken Reproduktionsstörungen bis hin zur Sterilität aus. Die irreversible Ausbildung männlicher Geschlechtsorgane bei weiblichen Tieren (Imposex) führten zum Rückgang lokaler Populationen (Tyler-Walters 2007). Ebenfalls gegenüber der Kontamination mit Schadstoffen empfindlich reagieren die für Sandbänke charakteristischen Arten *Ensis ensis*, *E. magnus*, *Echinocyamus pusillus* und *Bathyporeia elegans*. Arten der Gattung *Ensis* zeigten eine sehr hohe Mortalität infolge eines nach einem Ölundfall eingesetzten Dispersionsmittels. In einer Entfernung von mehr als 1 km von dem behandelten Küstenabschnitt trat ein nahezu vollständiges Absterben der Muscheln auf (Smith 1968). Bei *Ensis ensis* wurde außerdem eine Anreicherung von Aromaten und insgesamt eine hohe Intoleranz gegenüber bei Ölundfällen freigesetzten Kohlenwasserstoffen festgestellt (Hill 2006). Krebstiere wie *Bathyporeia elegans* gelten generell als gefährdet durch synthetische Chemikalien und Schwermetalle (Cole et al. 1999). *Echinocyamus pusillus* gilt gemäß der Einstufung von Borja et al. (2000) für den AMBI-Index als Art, die sehr sensitiv gegenüber organischer Verschmutzung ist und nur unter unverschmutzten Bedingungen vorkommt. Echinodermen, insbesondere die Eier und Larven von Seeigeln werden häufig für Toxizitätsuntersuchungen verwendet (Dinnel et al. 1988). Daher wird von einer hohen Intoleranz von *Echinocyamus pusillus* gegenüber Schadstoffen ausgegangen.

Gegenüber Schadstoffbelastungen (Schwermetalle) toleranter sind dagegen dekapode Krebse wie beispielsweise der für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ typische Kaisergranat (*Nephrops norvegicus*) oder die für den LRT „Sandbänke“ typische Gemeine Strandkrabbe (*Carcinus maenas*). Sie neutralisieren durch Bindung der Schwermetalle an Proteine bzw. körpereigene Metallionen ihre toxische Wirkung und sind so in der Lage höhere Schwermetallkonzentrationen in ihren Zellen zu tolerieren (Canli & Furness 1993, Holmes et al. 1999).

Bei **Fischen** können die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe und Schadstoffe aus anderen Quellen grundsätzlich toxische Effekte auslösen. Insbesondere Schwermetalle und verschiedene Reaktionsprodukte sind als Verursacher chronischer bzw. akuter Vergiftungen bekannt (Parrett 1998). Partikelgebundene Schadstoffe wie z. B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Cadmium können von Fischen aufgenommen werden und sich über die Nahrungskette anreichern (Bioakkumulation) (Lang 2002). PAKs zeichnen sich darüber hinaus durch karzinogene und mutagene Eigenschaften aus und rufen bei verschiedenen Fischen (u. a. Kliesche, Flunder, Kabeljau, Hering) tumoröse Leberveränderungen hervor (Lang 2002, Kamman & Haarich 2009). Durch die Affinität dieser Stoffe, sich schnell an Sedimentpartikel zu binden, sind insbesondere bodenlebende Fischarten (v. a. Kliesche) von PAK-Belastungen betroffen. Empfindlich gegenüber Schadstoffbelastungen reagiert auch die für den LRT „Riffe“ charakteristische lebend-gebärende und äußerst standorttreue Aalmutter (*Zoarces viviparus*). Hohe Schadstoffbelastungen lösen bei weiblichen Aalmuttern degenerative Veränderungen an Eizellen und Follikeln aus, bei männlichen Tieren tritt vermehrt Intersexualität im Hodengewebe auf (Gercken 2009).

Neben adulten Tieren reagieren auch einige Jungstadien von Fischen sowie Larvenstadien empfindlich auf Schadstoffe. Bei ihnen lösen hohe Schadstoffkonzentrationen Wachstumshemmungen und Missbildungen aus (Cameron et al. 1990, 1992).

5.2.5 Abfalleinträge

Abfall kann durch Überdeckung oder Abschürfung zu physischen Schädigungen **benthischer Lebensräume** führen. Ein Beispiel sind Geisternetze, die die Struktur des Meeresbodens verändern und als Sedimentfalle wirken können. Diese Netze können insbesondere die im LRT „Riffe“ vorhandene sessile Fauna zerstören (s. Kap. 5.4.9). Die Anhäufung von Plastikmüll wie z. B. Plastiktüten kann den Gasaustausch zwischen Porenwasser und Meerwasser verhindern und somit anoxische Bedingungen im Sediment verursachen (NOAA 2016a). Eine Reduktion der Primärproduktion und des organischen Materials sowie ein Rückgang der Abundanzen der benthischen Fauna können die Folge sein (NOAA 2016a). Die Anreicherung von Mikroplastik in benthischen Lebensräumen stellt ebenfalls eine Gefährdung wirbelloser Organismen dar. Diese Kunststoffteilchen können von filtrierenden Arten aufgenommen werden und somit in die Nahrungskette gelangen (NOAA 2016a). Bei Muscheln gibt es erste Hinweise darauf, dass diese Kunststoffpartikel in das Kreislaufsystem übergehen und eine erhöhte Immunabwehr auf molekularer Ebene

hervorrufen (NOAA 2016a). Da Kunststoffe außerdem hormonwirksame Additive wie Weichmacher abgeben, können weitere chemisch-toxische Effekte auftreten. Auch Fische nehmen kleine Plastikteilchen über die Nahrung auf und lagern sie in ihren Körpern an. Über die Nahrungskette werden sie letztendlich in immer höhere trophische Ebenen transportiert.

5.2.6 Dauerschall unter Wasser

Dauerschallquellen strahlen weitgehend ohne zeitliche Unterbrechung Schall ab. In diese Kategorie fallen u. a. die Schifffahrt und der Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen. Manche Sonare, Pinger oder Sealscarer senden zwar diskontinuierliche Signale, aufgrund ihres langen Signalanstiegs und ihrer vergleichsweise langen Dauer weisen sie aber eher Charakteristika von Dauerschall als von Impulsschall auf. Dauerschall wirkt sich durch dauerhaft erhöhte Pegel des tieffrequenten Hintergrundschalls aus (in der Nordsee v. a. von ca. 100–1.000 Hz, vermutlich von entferntem Schiffsverkehr).

Bislang liegen nur wenige Erkenntnisse vor, inwieweit sich die Schallemissionen auf **Makrozoobenthosarten** auswirken. Nachgewiesen sind die Wahrnehmung und Reaktion einiger Makrozoobenthosarten (*Crangon crangon*, *Eupagurus bernhardus*, *Nephrops norvegicus*, *Amphiura filiformis*) auf permanente Vibrationen und Druckveränderungen (Roberts 2015, Roberts et al. 2016, Solan et al. 2016). So zeigte eine Studie von Solan et al. (2016), dass der für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ typische Kaisergranat (*Nephrops norvegicus*) bei permanentem Unterwasserlärm seine Grabaktivitäten reduziert. Aquarienversuche mit der Nordseegarnele (*Crangon crangon*) ergaben bei anhaltender Beschallung von 25–400 Hz einen statistisch signifikanten Rückgang des Wachstums und des Reproduktionserfolgs sowie eine Zunahme der Mortalitätsrate. Darüber hinaus wurde als Folge von Stress ein zunehmender Kannibalismus beobachtet (Lagardère 1982). Wale et al. (2013) untersuchten von Schiffslärm ausgelöste Verhaltensänderungen bei gehälterten Strandkrabben (*Carcinus maenas*). Die Versuche ergaben bei Beschallung der Tiere Störungen der metabolischen Prozesse, Stressreaktionen und eine Abkehr vom normalen Fluchtverhalten. Unklar ist allerdings, ob dieses beobachtete Verhalten der nicht in Freiheit lebenden Tiere auch auf deren natürliche Umgebung übertragbar ist.

Fische nehmen Geräusche und Druckwellen durch das Gehörsystem und das Seitenlinienorgan auf. Fischarten, die eine Schwimmblase aufweisen, besitzen i. d. R. ein besseres Hörvermögen als Arten ohne Schwimmblase. Darüber hinaus wird angenommen, dass das Hörvermögen mit zunehmender Größe der Fische und der damit einhergehenden Größenzunahme der Schwimmblase ansteigt (Hawkins & Popper 2014 und in dieser Quelle benannte weiterführende Literatur). Der Frequenzbereich, in dem Fische empfindlich reagieren, umfasst in der Regel die Spanne zwischen 30 Hz und 3 kHz. Einige Arten sind auch in der Lage Infraschall (< 20 Hz) und Ultraschall (> 20 kHz) wahrzunehmen. Daher kann grundsätzlich zwischen Hörgeneralisten und Hörspezialisten unterschieden werden. Hörspezialisten besitzen i. d. R. eine Schwimmblase und damit ein besseres

Hörvermögen als Arten ohne Schwimmblase. Sie zeichnen sich durch die Wahrnehmungsfähigkeit eines weiten Frequenzbereiches und/oder die Fähigkeit aus, bereits vergleichsweise leise Geräusche wahrnehmen zu können. Zu den Spezialisten zählen Heringsartige wie beispielsweise Hering oder Finte (Knust et al. 2003). Hörgeneralisten haben eine Degeneration der Schwimmblase nach der Larvalphase erfahren. Diese Arten ohne Schwimmblase nehmen einen engeren Frequenzbereich (300–500 Hz) wahr. Zu den Hörgeneralisten zählen z. B. Kabeljau, Scholle, Kliesche, Steinbutt, Grundeln und Sandaale.

Dauerschall und die damit verbundenen Vibrationen können zu artspezifisch unterschiedlich ausgeprägten Scheuchwirkungen führen. Damit einhergehend kommt es zu einer erhöhten Ausschüttung von Stresshormonen, die in der Folge zu einer Verringerung von Wachstum, Reifung oder Reproduktionserfolg (Small 2004, Hawkins & Popper 2014) sowie auf kurzfristiger Ebene zu unterdrückter Atmung führen können (Debusschere et al. 2015). Eine reduzierte Wachstumsrate aufgrund von Lärmeinwirkungen konnte z. B. für die zu den Lachsartigen zählende Regenbogenforelle (Davidson et al. 2009) nachgewiesen werden. Ein eingeschränktes Wachstum und daraus resultierend eine geringere Größe über längere Zeit erhöht das Risiko von Fressfeinden erfasst zu werden und stellt somit einen sekundären Effekt der Schallbelastung dar (Andersson 2011). Dauerschall im unmittelbaren Umfeld von Fischen kann zur Schädigung der Hörorgane und der Schwimmblase, zu inneren Blutungen und offenen Wunden führen (Knust et al. 2003). Allerdings bestehen nach den bisherigen Literaturstudien noch große Unsicherheiten bei der Bestimmung von Grenzwerten, ab denen eine Hörschädigung bei Fischen eintritt (Thomsen et al. 2006, Hasting & Popper, 2005). Je nach Fischart, Frequenz und Dauer des Schalls werden 153 bis über 180 dB als Grenze der permanenten Hörschwellenverschiebung angegeben (Hasting & Popper 2005).

Einige Fischarten wie die in den Schutzgebieten vorkommenden Arten Knurrhahn, Kabeljau oder Seeskorpion verwenden selbstproduzierte Geräusche für die Kommunikation, die z. B. für das Territorialverhalten von Bedeutung sind (Muus & Nielsen 1999). Ein erhöhter und dauerhafter Schallpegel kann u. U. diese Kommunikation beeinträchtigen, da eigene von den Fischen erzeugte Laute überdeckt (maskiert) werden können (Hasting & Popper 2005, Narberhaus et al. 2012).

5.2.7 Impulsschall unter Wasser

Bei impulsartigem Schall handelt es sich um kurze, diskontinuierliche Schallereignisse mit einem schnellen Signalanstieg, wie sie bei Impulsrammungen, seismischen Aktivitäten und Sprengungen auftreten. Bei Sonaren, Pingern und Sealscarern ist die Abgrenzung unscharf, da deren Signale auch Eigenschaften von Dauerschall aufweisen können.

Die Empfindlichkeiten von **Makrozoobenthosarten** gegenüber Impulsschall entsprechen im Wesentlichen den in Kap. 5.2.6 für Dauerschall beschriebenen. Dabei besonders empfindlich sind benthische Eier und Larven. Missbildungen an fast 50 % aller untersuchten Veliger-Larven und eine reduzierte Wachstumsrate wurden nach Schallemissionen,

wie sie beim Einsatz von Luftpulsern (Airguns) entstehen, für die Jakobsmuschel festgestellt (Aguilar de Soto et al. 2013).

Hinsichtlich der Empfindlichkeiten gegenüber Impulsschall bei **Fischen** (v. a. seismische Aktivitäten) gehen Forschungsergebnisse sehr weit auseinander. Dies liegt u. a. daran, dass die Versuchsanordnungen vieler ethologischer Studien oft nicht vergleichbar sind.

Physiologische Schäden und Verhaltensreaktionen hängen primär vom Abstand der Fische zur Schallquelle sowie von der Stärke, vom Takt und von der Wiederholungsrate der einzelnen Impulsschallereignissen ab.

Sehr hohe Schallimpulse können letale Folgen für Fische haben. Starke Druckwellen verursachen bei Fischen Verletzungen, die innere Blutungen auslösen. Im Extremfall werden die Fische beim Zerplatzen ihrer luftgefüllten Schwimmblase unmittelbar getötet (Knust et al. 2003, McCauley et al. 2003). Adulte Fische mit Schwimmblase sind stärker gefährdet als Arten ohne Schwimmblase (z. B. Neunaugen) und Larven (Bolle et al. 2014, Casper et al. 2016). Dies liegt daran, dass sich die Druckwellen fast ungebremsst durch das Wasser und wassergesättigtes Gewebe ausbreiten, während an Geweben, die wie die Schwimmblase an Luft grenzen, sehr starke Scherkräfte entstehen. Besonders hörsensibel sind die in den Schutzgebieten vorkommenden Arten Kabeljau, Scholle und Hering. Untersuchungen von McCauley et al. (2003) stellten nach Airgun-Schallimpulsen innerhalb von 2 Stunden massive Gewebeschädigungen im Innenohr von in Menschenhand gehaltenen Goldbrassen fest, die auch 58 Tage nach Exposition nicht behoben waren. Angesichts der Ähnlichkeit des Gehörs der Goldbrasse und des Kabeljaus sind physische Schäden des Gehörs des Kabeljaus nicht auszuschließen.

Unter Berücksichtigung der Impulsstärke, der Frequenz und des Standorts beschreiben einige Studien räumlich weitreichende Vertreibungseffekte bei Fischen nach Impulsrammungen, andere hingegen weder Fluchtreaktionen noch Änderungen im Schwimmverhalten (Hirst & Rodhouse 2000, Slotte et al. 2004, Wardle et al. 2001).

5.2.8 Eintrag von Neobiota

Eine Einschleppung von gebietsfremden Arten geschieht regelmäßig durch das Ablassen von unbehandeltem Ballastwasser sowie durch Bewuchs auf Schiffsrümpfen. Auch durch Besatz mit Muschelkulturen aus entfernten Meeresgebieten werden regelmäßig Neobiota eingeschleppt. Neben diesen unmittelbaren Einträgen gebietsfremder Arten können aber auch klimatisch bedingte, indirekte anthropogene Effekte (z. B. Temperaturerhöhung, Salzgehaltsänderungen) die Ansiedlung nichteinheimischer Arten begünstigen. So stellten beispielsweise Neumann et al. (2013) die Hypothese auf, dass die seit wenigen Jahren hohen Abundanzen der früher seltenen Quadratkrabbe *Goneplax rhomboides* in der deutschen AWZ der Nordsee auf höhere Wassertemperaturen zurückzuführen sind.

Die Ansiedlungen nichtheimischer Arten einschließlich ihrer Begleitfauna können mit der heimischen Benthosfauna zu Konkurrenz um Habitate führen und sich somit auf die artspezifische Nahrungsverfügbarkeit auswirken (Lackschewitz et al. 2014). Dies ist

beispielsweise im Fall der u. a. in den LRT „Sandbänke“ eingeschleppten Amerikanischen Scheidenmuschel (*E. directus*) denkbar, die in ähnlichen Tiefen siedelt wie die für Sandbänke charakteristische Muschel *Spisula solida*. Untersuchungen dazu liegen jedoch nicht vor.

Einige der nicht einheimischen Phytoplanktonarten entwickeln ausgeprägte Algenblüten im gesamten Bereich der Nordsee, von denen einige toxisch sind (z.B. *Fibrocapsa japonica*, *Chattonella* cf. *verruculosa*, *Alexandrium*; Elbrächter 1999, Lozán et al. 2003, van Rijssel et al. 2008, Pezzolesi et al. 2010). Ein Massenvorkommen dieser giftigen Algen, die sogenannte toxische Algenblüte („harmful algal bloom“) kann zu Massensterben von Fischen führen (Lozán et al. 2003, van Rijssel et al. 2008, Pezzolesi et al. 2010). Der Verzehr derart verendeter Fische durch Vögel und Meeressäugetiere kann wiederum deren Tod herbeiführen (Anderson & White 1992, Lozán et al. 2003), konkrete Nachweise solcher Fälle aus der deutschen AWZ der Nordsee gibt es aber bisher nicht.

Weiterhin können nicht einheimische Arten (Algen, Benthos, Fische) einheimische Arten verdrängen und dadurch sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Biomasse verändern (Lackschewitz et al. 2014). Dies kann auch Auswirkungen auf höhere trophische Ebenen und das gesamte marine Nahrungsnetz haben.

5.2.9 Eintrag von Pathogenen

Pathogene können über unzureichend behandelte Abwässer ins Meer gelangen und auf Meerestiere wirken. Zwar stellt die Einleitung von kommunalen Abwässern aus dem Festland den wichtigsten Eintragspfad dar, jedoch können Pathogene auch durch Schiffsabwässer eingetragen werden (OSPAR 2010b). In Makrozoobenthosarten und Fischen wurden verschiedene human- und mikrobiellpathogene Keime nachgewiesen. Beispielsweise reagiert der auf der Doggerbank vorkommende Strandseeigel (*Psammechinus milliaris*) empfindlich gegenüber Bakterien der Gattung *Vibrio* und *Aeromonas*. Ein starker Befall führt zum Verlust der für Stachelhäuter namensgebenden und funktionell wichtigen Stacheln und Pedicellarien sowie zu Veränderungen der Epidermis (Maes et al. 1986). Ebenfalls empfindlich auf mikrobielle Pathogene reagiert der für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ charakteristische Kaisergranat (*Nephrops norvegicus*). Ein starker Befall des parasitischen Dinoflagellaten *Hematodinium* reduziert die Grabaktivität der Tiere (Field et al. 1992).

5.2.10 Barrierewirkung

Barrierewirkungen auf **Fische** sind im Zusammenhang mit künstlichen Magnetfeldern denkbar (Kap. 5.2.14). So werden Knorpelfische (Elasmobranchier) z. B. von Gleichstrom der Größenordnung 0,005–1 mV/cm angezogen, meiden aber Bereiche mit Gleichstrom von mehr als 10 mV/cm (Kalmijn 1988, Narberhaus et al. 2012).

5.2.11 Kollisionen

Ein Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen besteht nur für die Trauerente als lebensraumtypische Art des LRT „Sandbänke“ in geringerem Ausmaß (Genauerer in Kap. 5.4.7).

5.2.12 Visuelle Störungen

Bislang liegen keine Erkenntnisse vor, ob und in welchem Umfang **Makrozoobenthosarten** auf eine visuelle Störung empfindlich reagieren. Durch die schwebstoffreiche Wassersäule in der deutschen Nordsee ist aber von geringen Empfindlichkeiten auszugehen.

Für Fische sind insbesondere bei den pelagischen Arten Fluchtreaktionen auf visuelle Störungen beschrieben, was bei einer regelmäßigen Auslösung zur Freisetzung von Stresshormonen und einer Verringerung der Fitness führen kann (Merck & Nordheim 2000). Die Intensität der Stressreaktionen ist dabei artspezifisch von der Dauer und Intensität des Wirkfaktors abhängig.

5.2.13 Temperaturveränderungen

Anthropogene Änderungen der Temperaturen können durch verschiedene Prozesse ausgelöst werden. Unterseeische Stromkabel und Kühlwassereinleitungen von Öl- oder Gasförderplattformen und Umspann- bzw. Konverterplattformen sowie ggf. Windkraftanlagen bewirken eine Erwärmung der unmittelbaren Umgebung (Meißner et al. 2006, OSPAR Commission 2008b). An der Oberfläche von Pipelines kann eine Abkühlung eintreten (IfAÖ 2008).

Je nach Tiefenlage eines Stromkabels kann sich auch die Umgebungstemperatur für das in diesem Bereich siedelnde **Makrozoobenthos** erhöhen. Die marinen Lebensgemeinschaften sind, außer von den Beziehungen der Lebewesen untereinander, in starkem Maße von Veränderungen der physikalischen und chemischen Parameter ihrer Umwelt abhängig. Die (Boden)Wassertemperatur ist dabei einer der Schlüsselfaktoren und hat einen starken Einfluss auf die Aktivität der wechselwarmen Organismen (Begon et al. 1998). Die Temperaturtoleranz ist artspezifisch und bestimmt wesentlich die geographischen Verbreitungsgrenzen. Bisherige Untersuchungen haben zumindest für einzelne Makrozoobenthosarten ergeben, dass ein Temperaturunterschied von nur wenigen Grad Auswirkungen sowohl auf zellulärer Ebene als auch auf die Verteilung haben kann (Meißner & Sordyl 2006). Noch empfindlicher reagieren die Makrozoobenthosarten allerdings, wenn neben dem negativen Einfluss erhöhter Temperatur noch zusätzliche Stressfaktoren wie Salzgehalt, Wasserhärte oder der hydrostatische Druck wirken (Begon et al. 1998).

Kleinräumige und schwache Auswirkungen auf die **Fischfauna** sind zum einen direkt auf bodenlebende Arten (je nach Temperaturveränderung Vergrämung bis Attraktion) möglich. Zum anderen sind im Nahbereich der Kabel auch Veränderungen des Makro-

zoobenthos als Nahrungsgrundlage bestimmter Fischarten möglich (Meissner & Sordyl 2006).

Temperaturveränderungen können aber auch klimatisch bedingt sein. In den letzten 25 Jahren konnte für die gesamte Nordsee ein Anstieg der mittleren Wassertemperatur zwischen 1° und 2° C verzeichnet werden. Basierend auf Klimamodellen ist auch zukünftig von einem weiteren Temperaturanstieg auszugehen (Sheppard 2004, IPCC 2013). Dabei wird für die südliche Nordsee ein stärkerer Anstieg (3° C bis 2100) als für die nördliche Nordsee (1–2° C) angenommen. Der prognostizierte Temperaturanstieg wird vermutlich sowohl bei Arten des Makrozoobenthos als auch bei Arten der Fischfauna in einer Verdrängung und Verlagerung ihrer Verbreitungsgrenzen nach Norden resultieren (u. a. Perry et al. 2005, Weinert et al. 2016). Habitatverluste und Abwanderungseffekte sind dabei auch für die im LRT „Sandbänke“ charakteristischen Benthosarten *Bathyporeia elegans*, *Spiophanes bombyx*, *Magelona johnstoni*, *Ophiura albida* und den für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Boden-megafauna“ typischen Maulwurfskrebs (*Callinassa subterranea*) zu erwarten (Weinert et al. 2016). Die Verdrängung einheimischer Arten kann wiederum die Ansiedlung neuer bzw. invasiver Arten begünstigen (Kap. 5.2.8; Lozán et al. 2003).

5.2.14 Elektromagnetische Felder

An Energiekabeln kommt es zur Ausbildung elektromagnetischer Felder. Bei Verwendung moderner Dreileiter-Drehstromkabeln oder bipolaren Gleichstromsystemen mit unmittelbar nebeneinanderliegenden Kabeln sind diese relativ schwach.

Inwieweit sich elektromagnetische Felder auf Makrozoobenthos- und Fischarten auswirken ist derzeit noch nicht geklärt. In zahlreichen Studien hatten elektromagnetische Felder und hierbei insbesondere die magnetischen Komponenten keinen deutlichen Einfluss auf die Überlebensrate von ausgewählten **Makrozoobenthosarten** (u. a. Gill et al. 2005, Borchert & Zettler 2006, Meißner & Sordyl 2006, Woodruff et al. 2013, Love et al. 2015). Einige Autoren schlossen allerdings für einige Arten (z. B. dekapode Krebse) eine Sensitivität gegenüber elektromagnetischen Feldern im Zusammenhang mit ihrer Orientierung nicht aus (Gill et al. 2005).

Empfindlichkeiten bei **Fischen** sind gegenüber elektromagnetischen Feldern v. a. bei diadromen Arten zu erwarten, die Magnetfelder zur Orientierung nutzen (z. B. Europäischer Aal oder Lachs). So beobachteten sowohl Westerberg & Langenfelt (2008) als auch Gill & Bartlett (2010) bei Aalen eine Wahrnehmung der von Unterwasserkabeln erzeugten schwachen elektromagnetischen Felder und eine kurzzeitige Veränderung ihrer Schwimmaktivitäten. Untersuchungen im dänischen Windpark „Nysted“ zu den Auswirkungen von Unterseekabeln auf die Migration und die Verhaltensmuster bei Fischen konnten allerdings für den Aal keine Verhaltensänderungen feststellen, dagegen schien die Flunder auf die nur während der Energieproduktion entstehenden Felder zu reagieren (BIO/CONSULT AS 2004). Weitere Fischarten, bei denen es Anhaltspunkte für Sensitivitäten gegenüber elektromagnetischen Feldern gibt, sind Haie, Rochen und Kabeljau (Gill

et al. 2005). Eine aus den genannten Empfindlichkeiten und Verhaltensänderung resultierende Barrierewirkung ist derzeit weder zu belegen noch auszuschließen. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

5.2.15 Weitere Wirkfaktoren und Einflussgrößen

5.2.15.1 Zunahme wetterbedingter Störungen des Meeresbodens

Aktuelle Klimamodelle deuten für die deutsche Nordsee auf zukünftig häufigere Sturmergebnisse hin. Darüber hinaus wird mit einem weiteren Anstieg des Meeresspiegels und höheren Windgeschwindigkeiten gerechnet (Woth et al. 2006, IPCC 2013).¹⁵⁴

Aufgrund ihrer Abhängigkeit von feinen Sedimenten ist anzunehmen, dass die für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biototyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“ charakteristische grabende Megafauna empfindlich gegenüber der für die Zukunft erwarteten Zunahme von Stürmen ist. Die Zunahme von Stürmen führt zu mehr Dynamik am Meeresboden und damit zu einem stärkeren Sedimenttransport. Dadurch kann es zu einer Versandung der ursprünglich schlickgeprägten Biotypen und zu einer Verringerung oder u. U. einem Verschwinden der grabenden Megafauna kommen.

5.2.15.2 Sauerstoffmangel

Aufgrund des guten Austausches mit den nordatlantischen Wassermassen und der guten Durchmischung der Wassersäule durch Gezeiten, Wind und Dichteflüsse ist der Gehalt an gelöstem Sauerstoff in der Nordsee generell hoch und Sauerstoffminimumzonen eher selten (Narberhaus et al. 2012). Nach Beobachtungen von Greenwood et al. (2010) und Queste et al. (2015) gab es allerdings anscheinend wiederholt Sauerstoffdefizite im Bereich des Oyster Groundes (niederländische AWZ), die sich während der sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers ausbildeten. Auch in der äußeren Deutschen Bucht ist mit Sauerstoffmangelsituationen zu rechnen (BSH 2016b).

Daneben können Nährstoffeinträge (v. a. Phosphat, Nitrat) aus der industriellen Landwirtschaft und schlechten Klärsystemen sowie Stickoxide aus dem Straßenverkehr in den küstennäheren Schutzgebieten zu saisonal auftretenden Sauerstoffminimumzonen führen (OSPAR 2010b). Durch die Erhöhung der Bodentemperatur in der Nähe von Kabeln kann die mikrobielle Produktion angeregt werden, wodurch sauerstoffzehrende Prozesse im Boden zunehmen können und es zur Erhöhung des Sauerstoffmangels kommen kann (Meißner & Sordyl 2006).

Ein besonders hohe Wahrscheinlichkeit für Sauerstoffmangel besteht v. a. an strömungsarmen Standorten mit großen Tiefen (> 30 m) und einem hohen Anteil an organischer Substanz (Narberhaus et al. 2012). In den Schutzgebieten betrifft dies v. a. den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotyp „Schlickgründe mit bohrender Boden-

¹⁵⁴ Zu beachten ist allerdings, dass es sich bei den besagten Klimamodellen um Szenarien handelt, also um mögliche zukünftige Zustände und nicht um Vorhersagen.

megafauna“ (Narberhaus et al. 2012). Der Großteil der für diesen Biotoptyp charakteristischen Arten kann einen länger andauernden Sauerstoffmangel nicht überleben.

Fischeier und Fischlarven reagieren ebenfalls empfindlich auf Sauerstoffmangel. So ist beispielsweise für das Überleben von Kabeljaulaich ein Sauerstoffgehalt von 2 mg/l erforderlich (Köster et al. 2003), während der Sauerstoffgehalt in der deutschen AWZ der Nordsee i. d. R. >7,5 mg/l beträgt (BSH 2016b). Sauerstofffreie Zonen in Laichgebieten des Kabeljaus, welche über die gesamte Nordsee verteilt sind, können zum Absterben der Eier führen, was den Reproduktionserfolg der Laicherpopulation vermindert (Narberhaus et al. 2012).

5.2.16 Fang von Zielarten

Derzeit ist von den charakteristischen Makrozoobenthosarten in der deutschen AWZ der Nordsee nur der Taschenkrebs (*Cancer pagurus*, LRT „Riffe“) eine Zielart der Fischerei (hier mit Reusen und Fallen; vgl. Schulz 2016). Bei den lebensraumtypischen Fischarten sind es v. a. die Sandaale (LRT „Sandbänke“) sowie der Kabeljau (LRT „Riffe“). Diese Arten wurden in ihrem Bestand verringert, zudem wurden Altersstruktur und Größenzusammensetzung verändert (Bennett 1995, Froese & Proelß 2010, ICES 2013c, 2017a).

Sowohl Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund als auch viele Seevogelarten ernähren sich ganz oder größtenteils von Fisch (Kap. 5.5.5 und 0). Der Fang von Zielarten im Bereich der LRT führt dazu, dass das Nahrungsangebot für Meeressäuger und Seevögel reduziert wird (Gilles 2009, Frederiksen et al. 2008b).

5.3 Flussneunauge und Finte

Flussneunaugen und Finten gehören zu den anadromen Wanderfischen, die zum Ablaichen in die Unterläufe größerer Flüsse (Finte) bzw. bis in den Oberlauf der Flusssysteme (Flussneunaugen) zurückkehren. Daher sind Flussneunaugen und Finten besonders in den Flüssen gefährdet: hier reagieren die beiden Arten v. a. empfindlich auf den Bau von Staudämmen und Wehren, die das Erreichen geeigneter Laichgründe verhindern (Narberhaus et al. 2012). Gefährdet in den Ästuaren sind die beiden Arten auch durch die Auswirkungen erhöhter Schadstoffbelastungen und Nährstoffeinträge (ICES 2015b). In der offenen Nordsee und damit auch in den Schutzgebieten sind geringere Beeinträchtigungen für die beiden Fischarten zu erwarten. Relevant sind Schallemissionen (Kap. 5.2.6 und 5.2.7), Beifang und elektromagnetische Felder (Kap. 5.2.14). Aufgrund seiner parasitischen Ernährung ist das Flussneunauge auch auf ausreichende Dichten von ausreichend großen Wirtsfischen (Kabeljau, Lachs, Hering) angewiesen. Verschiedene Formen der Fischerei haben zur Folge, dass die Dichten der adulten Wirtsfische zurückgehen (Narberhaus et al. 2012, ICES 2017c).

5.3.1 Impulsschall unter Wasser

Die Finte gehört zur Familie der Heringsartigen und hat ein besonders gutes Hörvermögen. Nach Gregory & Clabburn (2003) sind Finten noch in der Lage auf Geräuschfrequenzen von 200 kHz zu reagieren, was bei Fischen sehr ungewöhnlich ist. Durch den durch Rammarbeiten oder seismische Aktivitäten verursachten Lärm und die damit verbundenen Erschütterungen/Vibrationen können diese gehörempfindlichen Fischarten temporäre oder sogar permanente Hörschwellenverschiebungen davontragen (Lucke et al. 2009). Zudem reagiert die Finte bei Lärm mit ausgeprägten Meidungs- und Fluchtreaktionen (Wilson et al. 2008). Das kann dazu führen, dass Finten ansonsten geeignete Lebensräume vorübergehend meiden (Narberhaus et al. 2012). Auch für Flussneunaugen ist bei besonders hohen Schalldrücken mit Hörschwellenverschiebungen und Verhaltensänderungen zu rechnen (Gill & Bartlett 2010).

5.3.2 Dauerschall unter Wasser

Abgesehen von den physiologischen Schäden, die nur bei starkem Impulsschall eintreten, kann Dauerschall bei Finten Verhaltensänderungen auslösen (Wilson et al. 2008). Flussneunaugen besitzen keine Schwimmblase und gelten deshalb als vergleichsweise wenig schallempfindlich. Dafür spricht auch der Umstand, dass akustische Verhaltensbarrieren, die Fische zur Meidung von Gefahrenzonen (z. B. Kühlwasserentnahmen) bewegen sollen, sich für Neunaugenarten als wirkungslos erwiesen haben (Adam & Lehmann 2011, Turnpenny & Horsfield 2014).

5.3.3 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)

Im Meer leben Finten pelagisch. Bevor sie stromaufwärts in die Flüsse ziehen, sammeln sie sich nahe der Mündungsbereiche der Flüsse und bilden große Schwärme. Aufgrund dieses Verhaltens sind Finten v. a. als Beifang in pelagischen Flussfischereien gefährdet (HELCOM 2013). Im marinen Bereich sind Finten in erster Linie im Beifang von Baumkurren, Grundschleppnetzen und von pelagischen Zweischiffschleppnetzen vertreten (ICES 2015b).

Flussneunaugen leben parasitisch an größeren und z. T. kommerziell genutzten Fischen (z. B. Kabeljau, Lachs und Hering; Narberhaus et al. 2012). Die Überfischung dieser Arten hat die Anzahl der zur Verfügung stehenden, bevorzugten Wirtsfische stark dezimiert.

5.3.4 Elektromagnetische Felder

Welche Auswirkungen elektromagnetische Felder auf die Finte und das Flussneunauge haben, ist nicht abschließend geklärt. Verschiedene Studien an den ebenfalls diadromen Arten Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*) und Lachs (*Salmo salar*) deuten aber darauf hin, dass diese Arten schwache Magnetfelder wahrnehmen können und auf dem Weg zu ihren Laichgründen die Magnetfelder zur Orientierung nutzen (u. a. Tesch et al. 1992, Thomsen et al. 2006, Westerberg & Langenfelt 2008, Chung-Davidson et al. 2008, Gill et

al. 2012). Einige der Autoren beobachteten weiter, dass die Schwimmgeschwindigkeit wandernder Aale in der Nähe von Seekabeln geringer war und beim Überschwimmen des Kabels die Wanderstrecke verlagert wurde. Ob diese „Orientierungsstörungen“ im Bereich elektromagnetischer Felder aufgrund der ebenfalls diadromen Lebensweise auch auf Finten und Flussneunaugen zutreffen, kann nicht abschließend beantwortet werden. Eine aus den genannten Empfindlichkeiten und Verhaltensänderung resultierende Barrierewirkung ist derzeit weder zu belegen noch auszuschließen. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

5.4 Seevögel

Wie in Kap. 4 beschrieben, gehen von den menschlichen Nutzungen im marinen Bereich verschiedene Wirkfaktoren aus, die das Leben von Seevögeln beeinflussen. Diese Wirkfaktoren werden im Folgenden soweit möglich isoliert betrachtet, wobei zu bedenken ist, dass ein Wirkfaktor von mehreren Nutzungen ausgehen kann und eine Nutzung auf verschiedene Weise auf Seevögel einwirken kann. Unter den in Kap. 4 genannten Wirkfaktoren sind einige, die für Seevögel von geringer Relevanz sind oder deren Auswirkung auf Seevögel nicht bekannt ist. Daher werden Dauerschall unter Wasser, Temperaturveränderungen, elektromagnetische Felder sowie Eintrag von Neobiota und Pathogenen in diesem Kapitel nicht behandelt.

5.4.1 Impulsschall unter Wasser

Testspargungen zur Untersuchung der Auswirkungen von starken Unterwasserschallemissionen auf Vögel haben gezeigt, dass diese erhebliche Schäden durch die dabei entstehende Schockwelle hervorrufen, die typisch für ein Explosionstrauma sind: Geweberisse und Blutergüsse an Lunge, Luftsäcken und Trommelfell in Verbindung mit Embolien, sowie Risse in Leber und Niere. An untergetauchten Tieren wurden besonders große Schäden festgestellt (Yelverton et al. 1973, Koschinski 2011). Vogelarten wie Trauerente, Stern- und Prachtttaucher, Basstölpel, Trottellumme und Tordalk, die ihre Nahrung tauchend erbeuten, sind daher besonders empfindlich, während häufig fliegende Arten weniger gefährdet sind. Potenziell können jedoch Individuen aller Arten starke bis letale physische Schäden durch Sprengungen erfahren. Der Störeffekt von starken Schallemissionen ist für alle Arten hoch. Inwiefern Schallemissionen im Zusammenhang mit seismischen Untersuchungen für tauchende Vögel eine Gefährdung darstellen, ist nicht bekannt.

5.4.2 Impulsschall in der Luft

Als Quellen für Impulsschall in der Luft, die Seevögel beeinträchtigen könnten, sind militärischer Flugverkehr (Überschallknalle), militärische Schießübungen (Schussgeräusche) und die Errichtung von Windenergieanlagen (Rammungen) denkbar.

Überschallknalle können bei Vögeln Fluchtreaktionen wie z. B. Auffliegen hervorrufen, doch sind Ausmaß und Dauer der Reaktion variabel (Bell 1972, Kempf & Hüppop 1996). Ähnliche Auswirkungen dürfte Impulsschall, der bei militärischen Schießübungen entsteht, haben. Bei Rammungen mit über 200 dB im Zusammenhang mit dem Bau des niederländischen Offshore-Windparks Egmond aan Zee haben zumindest Heringsmöwen, Silbermöwen, Brandseeschwalben und Flusseeschwalben das Baugebiet nicht verlassen. Allerdings waren bei dieser Untersuchung Arten wie Seetaucher und Alkenvögel, die sich in anderen Untersuchungen als empfindlicher erwiesen haben, nicht präsent (Leopold & Camphuysen 2009).

Wasservögel (und entsprechend zumindest einige Seevogelarten) sind möglicherweise empfindlicher gegenüber Impulsschall als andere Vögel, weil sie stellenweise noch immer bejagt werden (Bowles 1995). Es ist durch Impulsschall in der Luft aber nicht mit physiologischer Schädigung, sondern allenfalls mit dem (kurzfristigen) Verlassen eines aufgesuchten Nahrungs- oder Ruhegebietes zu rechnen (vgl. Kempf & Hüppop 1996).

5.4.3 Dauerschall in der Luft

Inwiefern Dauerschall in der Luft Seevögel beeinträchtigt, ist nach derzeitigem Kenntnisstand nicht zu beurteilen. Die Empfindlichkeit von Seevögeln gegenüber Betriebsschallemissionen von Offshore-Windparks ist vermutlich vernachlässigbar. Es erscheint möglich, dass Dauerschall in der Luft bei der Schifffahrt gemeinsam mit dem Wirkfaktor „visuelle Störung“ wirkt. Da eine Trennung dieser Komponenten nicht möglich ist, visuelle Störungen wahrscheinlich aber größeren Einfluss haben, wird Dauerschall in der Luft im Zusammenhang mit der Schifffahrt hier nicht explizit behandelt.

5.4.4 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)

Während andere in der deutschen Nordsee praktizierte Formen der Fischerei für Seevögel weitgehend ungefährlich sind, besteht bei Stellnetzen für tauchende Seevögel eine große Gefahr, sich in den Netzen zu verfangen und anschließend zu ertrinken. In Nord- und Ostsee verlieren auf diese Weise jährlich schätzungsweise 100.000–200.000 Seevögel ihr Leben (Żydelis et al. 2009). Für die betroffenen Arten wird im Folgenden dargelegt, wie sie durch ihren Modus der Nahrungssuche mit Stellnetzen in Berührung kommen können. Entscheidend ist dabei der horizontale Verlauf von Tauchgängen, durch den die Vögel in die senkrecht stehenden Stellnetze hineinschwimmen. Das Risiko, sich in Stellnetzen zu verfangen, hängt zudem von der Maschenöffnung, Filamentstärke, Standzeit, Tages- sowie Jahreszeit sowie von der Lage des Fanggebietes in den Nahrungsgründen von Seevögeln ab.

Trauerenten suchen den Meeresgrund mit dem Schnabel nach Muscheln ab und bewegen sich dabei horizontal fort. Obwohl sie sich bevorzugt in Gebieten mit Wassertiefen < 20 m aufhalten (Fox 2003), sind sie auch in Gebieten mit 25 m Wassertiefe angetroffen worden (Kaiser et al. 2006b). Dass Trauerenten leicht in Stellnetzen verunglücken

können, zeigen verschiedene Untersuchungen aus der Ostsee (z. B. Bellebaum & Schirmeister 2012, Žydelis et al. 2009).

Stern- und Prachtttaucher erbeuten ihre Nahrungstiere bei Tauchgängen, die bis in 50 m Tiefe führen können. In der Ostsee gehören vor allem Sterntaucher zu den häufigen Stellnetzopfern (Bellebaum & Schirmeister 2012). Da Stern- und Prachtttaucher dort auch im Verhältnis zu ihrer Häufigkeit überproportional in Stellnetzen verunglücken, sind diese Arten im Hinblick auf unbeabsichtigten Beifang offenbar grundsätzlich sehr anfällig (Dagys & Žydelis 2002).

Eissturmvoegel nehmen ihre Beute zwar häufig von der Wasseroberfläche auf, können aber auch mehrere Meter tief tauchen (Garthe & Furness 2001). Dabei können sie sich in oberflächennah gestellten Netzen verfangen, was hohe Beifangzahlen in Island und Norwegen verdeutlichen (Pálsson et al. 2015, Fangel et al. 2015).

Basstölpel erbeuten ihre Nahrung, indem sie aus großen Höhen tief ins Wasser eintauchen und anschließend flache V-förmige sowie tiefe U-förmige Tauchprofile zeigen (Garthe et al. 2000). Bei letztgenannter Tauchtechnik schlagen Basstölpel auch unter Wasser mit den Flügeln und verfolgen ihre Beute einige Zeit horizontal. Dabei können Tauchtiefen von über 20 m erreicht werden. Als Beifang in Stellnetzen sind Basstölpel aus Island und Norwegen bekannt (Pálsson et al. 2015, Fangel et al. 2015).

Alkenvögel (Papageitaucher, Tordalk, Trottellumme) erbeuten ihre größtenteils aus Fischen bestehende Nahrung durch Verfolgungstauchen und bewegen sich dabei mit ihren kurzen Flügeln unter Wasser fort. Sie können auf ihren Tauchgängen sehr tief tauchen (ca. 100 m; Gaston & Jones 1998, Benvenuti et al. 2001, Harris & Wanless 2011). Alkenvögel wurden stellenweise häufig in Stellnetzen beigegeben, besonders Trottellummen (Žydelis et al. 2009; Nordsee: Hüppop 1996), aber auch Tordalken (Ostsee: Schirmeister 2003) und Papageitaucher (NW-Atlantik: Benjamins et al. 2008).

Da **Möwen und Seeschwalben** bei der Nahrungssuche die Wasseroberfläche berühren oder etwas in das Wasser eintauchen, können auch sie mit Stellnetzen in Berührung kommen. Da sie sich aber nicht horizontal unter Wasser fortbewegen, ist die Gefahr der Verstrickung bei diesen Arten geringer als z. B. bei tauchenden Enten und Seetaucher. Dennoch sind auch Möwen verschiedentlich als Beifang in Stellnetzen festgestellt worden (Schirmeister 2003).

Aufgrund der hohen Lebenserwartung adulter Tiere, einer späten Geschlechtsreife und niedrigen Fortpflanzungsraten können die durch die Stellnetzfisherei vor allem betroffenen tauchenden Arten (Trauerente, Sterntaucher, Prachtttaucher, Basstölpel, Papageitaucher, Tordalk, Trottellumme) zusätzliche anthropogene Mortalität nur schwer ausgleichen (Bernotat & Dierschke 2016). Negative Populationstrends lassen sich daher auch unter verbesserten Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen nur langsam wieder umkehren. Gegenüber Beifang sind die tauchenden Arten daher sehr empfindlich, während dies für Möwen und Seeschwalben in viel geringerem Umfang zutrifft.

Außer in Stellnetzen können sich Seevögel auch in Reusen und Fischfallen verfangen, (z. B. Schirmeister 2003) wenngleich das Risiko, in diese Geräte zu gelangen, ver-

gleichsweise niedrig erscheint. Anzunehmen ist, dass nur solche Arten, die grundnah nach Fischen tauchen (**Stern- und Prachtttaucher, Papageitauer, Tordalk, Trottellumme**) bzw. den Meeresboden absuchen (**Trauerente**), betroffen sein könnten.

Der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ betrifft aber auch Beuteorganismen der Seevögel. Zum einen werden Fische und andere Meerestiere, die nicht Ziel der Fischerei sind, mit den unter Kap. 4.2.1–4.2.5 beschriebenen Methoden entnommen und entweder angelandet oder zurückgeworfen. Beim Rückwurf verenden viele dieser Tiere (s. Kap. 5.2.3), stehen dabei aber einigen Seevogelarten (Eissturmvogel, Basstölpel, Raubmöwen, Möwen) als Nahrung zur Verfügung. Für andere Fischfresser wird dadurch aber das Nahrungsangebot reduziert. Dies gilt auch für Trauerenten, für die die grundberührende Schleppnetzfisherei hohe Verluste unter den als Beute dienenden Muscheln verursacht (Kap. 5.2.3).

5.4.5 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust

Eine physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. ein Lebensraum-/Biotopverlust kann im Zusammenhang mit verschiedenen Nutzungen in der Meeresumwelt für Seevögel Beeinträchtigungen hervorrufen. Dabei sind die Empfindlichkeiten der Seevögel gegenüber den entsprechenden Nutzungen separat zu betrachten. Es handelt sich zum einen um die physische Veränderung des Meeresbodens, die sich auf die Beutetiere und damit auf die Nahrungsgrundlage der Vögel negativ auswirkt. Zu den auslösenden Nutzungen gehören u. a. die Entnahme von Sand und Kies sowie die grundberührende Fischerei, aber auch die Windenergieanlagen, die Teilflächen des Meeresgrunds in Anspruch nehmen. Zum anderen ist die Veränderung des Habitats in Bezug auf die Errichtung vertikaler Strukturen im zuvor freien Luftraum bei Offshore-Windparks und Bohrplattformen zu berücksichtigen.

Degradation des Sediments

Marine Sand- und Kiesgewinnung hat einen Habitatverlust für wichtige Beutetiere der Seevögel zur Folge, wobei die benthische Lebensgemeinschaft in Folge der Entnahme von Sand und Kies bzw. der Umlagerung von Sedimenten bis zu 15 Jahre für eine Wiederbesiedlung benötigt (Herrmann & Krause 2000, Tillin et al. 2011). Von diesem Habitatverlust sind direkt diejenigen Seevögel betroffen, die sich vom Zoobenthos oder von grundnah lebenden Fischen ernähren. Dies sind **Trauerente, Stern- und Prachtttaucher, Papageitauer, Tordalk, Trottellumme und Dreizehenmöwe**. Vergleichbare Schädigungen des Habitats treten auch bei der Gewinnung von Kohlenwasserstoffen und bei der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen auf. Damit einhergehende Flächenverluste sind aber wegen ihrer Kleinflächigkeit im Hinblick auf die Nahrungsgrundlagen von Seevögeln vernachlässigbar. Im Einzelfall kleinflächige und daher zu vernachlässigende Habitatverluste treten auch durch den Bau von Windenergieanlagen einschließlich der ggf. umgebenden Steinschüttungen (Kolkschutz) auf, wodurch der ursprünglich weiche Boden mit Hartsubstrat überbaut wird. Die Störung der obersten Sedimentschichten durch

die grundberührende Fischerei führt zu größeren Habitatschädigungen von der die oben genannten Arten durch den Verlust ihrer Nahrungsgrundlage ebenfalls betroffen sind (Kap. 5.2.3).

Vertikale Verbauung des Luftraums

Die Errichtung von Vertikalstrukturen in einem zuvor strukturlosen Luftraum stellt für Seevögel eine einschneidende Lebensraumveränderung dar. Für diejenigen Arten, die das Einfliegen in Offshore-Windparks oder sogar eine Annäherung vermeiden und daher das entsprechende Seegebiet nicht mehr zu Rast- und Nahrungssuche nutzen können, kommt diese Lebensraumveränderung einem Lebensraumverlust gleich. Eine Auswertung der zahlreichen an Offshore-Windparks durchgeführten ökologischen Begleituntersuchungen und Forschungsprojekte (Dierschke et al. 2016) zeigt, dass sich Qualität und Quantität des Meideverhaltens gegenüber Offshore-Windparks von Art zu Art deutlich unterscheiden. Im Folgenden werden für alle Vogelarten, für die aufgrund des gezeigten Verhaltens an Offshore-Windparks von einer Empfindlichkeit gegenüber einem vertikal verbauten Luftraum auszugehen ist, die entsprechenden Beobachtungen zusammengefasst.

Trauerente: An drei dänischen Offshore-Windparks wurde beobachtet, dass Trauerenten diese Bereiche zeitweise ganz oder zumindest stark meiden, zeitweise aber auch in großer Zahl innerhalb eines Windparks Nahrung suchen können – vermutlich im Zusammenhang mit dem aktuell vorherrschenden Nahrungsangebot inner- und außerhalb des Windparks (Petersen et al. 2006, 2014, Petersen & Fox 2007, Leonhard et al. 2012). Die Meidung ist demzufolge nur als partiell zu bezeichnen.

Stern- und Prachtaucher: Die beiden Seetaucherarten wurden in vielen Begleituntersuchungen zu Offshore-Windparks gemeinsam betrachtet, da sie sich nicht immer eindeutig unterscheiden lassen und eine sehr ähnliche Lebensweise zeigen. Allen bisherigen Informationen zufolge müssen Seetaucher als Vögel angesehen werden, die Offshore-Windparks weiträumig meiden. Auch wenn es einige Berichte über innerhalb von Windparks rastenden oder Nahrung suchenden bzw. durch sie hindurch fliegenden Sterntauchern gibt, ist prinzipiell davon auszugehen, dass die Windparks selbst sowie Meeresgebiete bis in mehrere Kilometer Entfernung nicht mehr genutzt werden bzw. mit einigem Abstand umflogen werden (z. B. Petersen et al. 2006, 2014, Leopold et al. 2013, Mendel et al. 2015, Dierschke et al. 2016). Im wichtigsten europäischen Rastgebiet der Art, der Äußeren Themsemündung, kam es nach der Errichtung mehrerer Windparks zu deutlichen Verlagerungen der Aufenthaltsgebiete (Banks et al. 2011); die Nähe zu Windparks wurde als negativ auf die Verteilung der Sterntaucher wirkender Faktor identifiziert (McCormack et al. 2013).

Eissturmvogel: Den spärlichen Informationen zufolge scheinen Eissturmvögel Offshore-Windparks zwar nicht großräumig zu meiden, aber auch nur selten in sie hinein zu fliegen und im näheren Umkreis in relativ geringer Dichte vorzukommen. Es gibt vereinzelte Beobachtungen von innerhalb von Windparks fliegenden Individuen, aber auch Berichte

über das Fehlen dieser Vögel zwischen den Windenergieanlagen (z. B. Leopold et al. 2013, Percival 2013, Hill et al. 2014). Daher muss von einer mindestens partiellen Meidung ausgegangen werden.

Basstölpel: Bei verschiedenen Offshore-Windparks wurde deren fast vollständige oder zumindest sehr starke Meidung festgestellt, die einem Verlust von Lebensraum gleichzusetzen ist (z. B. Leopold et al. 2013, Hill et al. 2014, Vanermen et al. 2016, Dierschke et al. 2016). Basstölpel fliegen kaum in Windparks ein (Krijgsveld et al. 2011, Garthe et al. 2017).

Tordalk und Trottellumme: Bei den Untersuchungen an mehreren Offshore-Windparks wurden ganz unterschiedliche Ergebnisse im Hinblick auf eine Meidung erzielt. In den meisten Windparks blieben die beiden Arten dem bebauten Gebiet ganz fern (Skov et al. 2008a) oder erschienen erst nach Ablauf der ersten Betriebsjahre (Gill et al. 2008, Skov et al. 2008a, Vanermen et al. 2013, Leopold et al. 2013, Mendel et al. 2015, Dierschke et al. 2016), wobei geringere Individuendichten und demzufolge eine partielle Meidung festzustellen waren. Im Gegensatz dazu wurde in anderen Windparks ein häufiges Vorkommen zwischen den Turbinen festgestellt (May 2008, Percival 2013).

Dreizehenmöwe: Untersuchungen an verschiedenen Windparks haben ergeben, dass die Reaktion der Vögel auf die Windenergieanlagen von einer Attraktion (May 2008) bis zu einer Meidung (Petersen et al. 2014, Vanermen et al. 2016) reichen kann. Insgesamt wurde die Dreizehenmöwe mit den Arten gruppiert, die wenig Reaktion gegenüber Windparks zeigen (Dierschke et al. 2016), dennoch lässt sich ein Habitatverlust durch Vertikalstrukturen nicht ganz ausschließen.

Zwergmöwe: Zwergmöwen wurden verschiedentlich innerhalb von Offshore-Windparks gesichtet, doch gehen die Angaben darüber, ob die Art Windparks meidet (Leopold et al. 2013, Welcker & Nehls 2016) oder von ihnen angezogen wird (Vanermen et al. 2013, Petersen et al. 2006), auseinander. Es erscheint möglich, dass die Abstände der Windenergieanlagen zueinander einen Einfluss auf das Meideverhalten haben (Leopold et al. 2013). Daher muss zumindest in Betracht gezogen werden, dass die Zwergmöwe empfindlich gegenüber einer vertikalen Verbauung des Luftraums sein kann.

Brandseeschwalbe: Bei verschiedenen Untersuchungen wurden Brandseeschwalben innerhalb von Offshore-Windparks beobachtet, doch wurde fast immer eine partielle Meidung festgestellt, was bei dieser im Flug Nahrung suchenden Art eng mit Abneigung des Einfliegens in einen Windpark zusammenhängen dürfte (z. B. Leopold et al. 2011, Welcker & Nehls 2016, Perrow et al. 2015). Brandseeschwalben, die in einen Windpark eindringen, halten sich bevorzugt in dessen Randbereich auf (Skov et al. 2008a, Krijgsveld et al. 2011).

Es lassen sich demzufolge hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber dem Wirkfaktor Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust im Sinne einer fehlenden Nutzbarkeit aufgrund von Vertikalstrukturen drei Gruppen von Vögeln unterscheiden, die das Gebiet von Offshore-Windparks a) stark oder vollständig meiden (**Sterntaucher, Prachtaucher und Basstölpel**), b) eine partielle Meidung zeigen (**Trauerente, Eissturmvogel, Tordalk,**

Trottellumme, Zwergmöwe und Brandseeschwalbe) oder c) von den Windenergieanlagen weitgehend unbeeinflusst bleiben. Zur letztgenannten Gruppe gehören **Dreizehen-, Sturm-, Mantel-, Silber- und Heringsmöwe, Fluss- und Küstenseeschwalbe**, da sie gegenüber Offshore-Windparks höchstens eine schwache Meidung zeigen, sich meist indifferent verhalten oder sogar von den Anlagen angezogen werden, um sie als Rastplatz zu nutzen (Dierschke et al. 2016). Ähnliches gilt sicherlich für **Spatelraubmöwe und Skua**, für die anekdotische Beobachtungen Vorkommen innerhalb von Offshore-Windparks belegen (Krijgsveld et al. 2008, Leopold & Camphuysen 2008, Sonntag et al. 2011, Vanermen et al. 2013). Lediglich zum **Papageitaucher** liegen keine Beobachtungen zum Verhalten gegenüber Windparks vor.

Die in diesem Kapitel thematisierte Meidung von Offshore-Windparks stellt einen Komplex verschiedener Wirkfaktoren dar. Die Meidereaktionen gegenüber Offshore-Windparks sind wahrscheinlich primär auf visuelle Störung (Kap. 5.4.8), möglicherweise in Verbindung mit Dauerschall (Kap. 5.4.3) zurückzuführen. Beide Wirkfaktoren gehen nicht nur von den Windenergieanlagen, sondern auch von Serviceschiffen und Helikoptern aus. Zusammen verursachen diese Kompartimente der Nutzung „Energieerzeugung aus Wind“ sowohl Lebensraumveränderung (bzw. -verlust) als auch eine Barrierewirkung. Diese sind in Kap. 5.4.5 und 5.4.6 aufgrund ihrer großen Bedeutung als Wirkfaktoren behandelt, stellen aber eigentlich Konsequenzen aus anderen Wirkfaktoren dar.

Kleinflächigere Vertikalstrukturen wie Bohrinseln, Forschungsplattformen oder Wettermasten haben demgegenüber höchstens lokale Effekte, da sie im Falle einer Meidung nur sehr kleine Bereiche des marinen Lebensraums für die entsprechenden Vögel nicht nutzbar machen.

5.4.6 Barrierewirkung

Eine Barrierewirkung tritt für auf dem Meer lebende Vögel dann ein, wenn mobile oder stationäre Hindernisse den marinen Lebensraum fragmentieren, d. h. den Wechsel zwischen verschiedenen Aufenthaltsgebieten behindern oder unmöglich machen. Denkbar ist dies sowohl für schwimmende als auch für fliegende Vögel. Diese Barrierewirkung ist bei Bauwerken zusätzlich zu dem Lebensraumverlust durch die Bauwerke selbst bzw. ihre Störwirkung zu berücksichtigen (vgl. Kap. 5.4.5).

Barrierewirkung durch vertikale Verbauung des Luftraums

Für fliegende Vögel kann die vertikale Verbauung des Luftraums dazu führen, dass sie die jeweiligen Hindernisse über- oder umfliegen müssen, um zwischen zwei Aufenthaltsorten zu wechseln. Dies gilt für Flüge im diurnalen Rhythmus (z. B. Flüge zu einem Übernachtungsplatz, Nahrungsflüge) ebenso wie für saisonale Wanderungen (Vogelzug, z. B. Wechsel zwischen Brut-, Mauser-, Rast- und Überwinterungsgebieten). Barrieren können in dieser Hinsicht z. B. Brücken und Hochspannungsleitungen sein, im küstenfernen Meer Reihen von Windenergieanlagen (Offshore-Windparks). Da sich die meisten Seevögel überwiegend fliegend fortbewegen, sind die in Kap. 5.4.5 (Lebensraum-/ Biotopverände-

rung bzw. -verlust) genannten Arten, die empfindlich gegenüber der vertikalen Verbauung des Luftraums im Sinne eines Habitatverlustes sind, auch empfindlich gegen eine entsprechende Barrierewirkung (Details s. Kap. 5.4.6). Ausweichflüge sorgen generell für einen erhöhten Energieverbrauch und ggf. Zeitverlust bei der Nahrungssuche. Unter den in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee als Schutzgüter betrachteten Seevögeln zeigen folgende Arten eine Scheu gegenüber dem Durchfliegen von Offshore-Windparks:

Trauerente: Bei fünf Windparks wurde eine starke Meidung des Einfliegens festgestellt (Krijgsveld et al. 2011, Leopold et al. 2011, 2013, Hill et al. 2014, Skov et al. 2012). Radarbeobachtungen zufolge werden vor allem in 1,5–2,5 km Entfernung zum Windpark Umwege eingeschlagen (Skov et al. 2012). Die Trauerente muss daher als empfindlich gegenüber Barrieren im Luftraum angesehen werden.

Stern- und Prachtaucher: Visuelle Beobachtungen und Radarbeobachtungen haben gezeigt, dass Seetaucher das Einfliegen in Offshore-Windparks nach Möglichkeit vermeiden (Petersen et al. 2006, Blew et al. 2008, Krijgsveld et al. 2011, Skov et al. 2012, Hill et al. 2014) und – wie am Windpark „Egmond aan Zee“ gemessen – einen Abstand von meist 2–4 km halten (Krijgsveld et al. 2010). Sie legen damit eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Barrieren im Luftraum an den Tag.

Eissturmvogel: Die insgesamt gezeigte Meidung (s. Kap. 5.4.5), aber auch das Fernbleiben fliegender Eissturmvögel aus dem Randbereich des OWP „Alpha Ventus“ (Hill et al. 2014) deuten an, dass für die Art eine Barrierewirkung durch vertikale Verbauung des Luftraums besteht.

Basstölpel: Nach Sicht- und Radarbeobachtungen sowie Daten von besenderten Vögeln scheuen Basstölpel das Einfliegen in Offshore-Windparks und umfliegen sie, auch wenn Vögel dieser Art regelmäßig auch innerhalb von Windparks festzustellen sind (Petersen et al. 2006, Blew et al. 2008, Krijgsveld et al. 2011, Skov et al. 2012, Hill et al. 2014, Garthe et al. 2017). Kursänderungen zum Umfliegen eines Windparks treten häufig erst 500 m vor den Windenergieanlagen auf (Krijgsveld et al. 2011), können aber auch schon in 3–6 km Entfernung initiiert werden (Hill et al. 2014). Daraus ergibt sich eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Barrieren durch vertikale Verbauung des Luftraums.

Tordalk und Trottellumme: Zum Flugverhalten der beiden Alkenarten liegen nur von zwei Offshore-Windparks Beobachtungen zum Flugverhalten vor. Beim Windpark „Alpha Ventus“ hielten sich die fliegenden Vögel aus dem an den Windpark angrenzenden Bereich fern (Hill et al. 2014), und beim Windpark Egmond aan Zee flogen die meisten Alken in mehr als 5 km Entfernung vorbei (Krijgsveld et al. 2011). Im Nahbereich des Windparks Egmond aan Zee drangen nur etwa 32 % der auf den Windpark zufliegenden Alken in diesen ein (Krijgsveld et al. 2011). Offenbar sind Tordalk und Trottellumme sehr empfindlich gegenüber Barrieren im Luftraum. Zum nah verwandten **Papageitaucher** liegen keine Beobachtungen in Bezug zu Offshore-Windparks vor.

Dreizehenmöwe: Einigen Beobachtungen an den Windparks „Alpha Ventus“, Egmond aan Zee und Horns Rev 2 zufolge werden diese von einem Teil der Dreizehenmöwen

umflogen, wenn sie in den Nahbereich dieser Windparks gelangen (Krijgsveld et al. 2008, Skov et al. 2012, Hill et al. 2014). Nördlich von Helgoland wurde ein etwa 3 km breiter Korridor zwischen zwei Windparks statistisch signifikant stärker beflogen als die Windparks selbst (Mendel & Garthe 2016). Angesichts zahlreicher Feststellungen der Art innerhalb von Windparks (vgl. Kap. 5.4.5 Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust) lässt sich daraus aber keine erhöhte Empfindlichkeit in Bezug auf eine Barrierewirkung ableiten.

Zwergmöwe: Wenn Zwergmöwen weniger innerhalb als außerhalb des Windparks oder im Randbereich des Windparks flogen, wurde dies bei den OWP „Horns Rev 1“ und „Alpha Ventus“ als Meidung interpretiert (Blew et al. 2008, Hill et al. 2014), so dass grundsätzlich eine Empfindlichkeit gegenüber einer Barriere im Luftraum anzunehmen ist.

Brandseeschwalbe: An mehreren Offshore-Windparks wurde beobachtet, dass sie von Brandseeschwalben eher um- als durchflogen werden, so dass Windenergieanlagen als Vertikalstrukturen eine Barrierewirkung für die Art haben (Petersen et al. 2006, Gill et al. 2008, Leopold et al. 2011, Hill et al. 2014, Perrow et al. 2015).

Die Bereitschaft in einen Windpark einzufliegen bzw. das Ausmaß ihn zu meiden stellt keine Konstante dar, sondern kann bei den verschiedenen Seevogelarten u. a. vom Wetter (Leopold & Camphuysen 2008), von der Helligkeit (Tulp et al. 1999, Petersen et al. 2006), von der Aktivität der Windenergieanlagen (Petersen et al. 2006) und von der Konfiguration des Windparks (Anordnung und Abstand der Windenergieanlagen zueinander; Krijgsveld et al. 2008, Leopold & Camphuysen 2008, Leopold et al. 2011, Skov et al. 2012) beeinflusst werden. Insbesondere die Windparkkonfiguration ist bei festgestellten Unterschieden im Verhalten zwischen den Windparks zu berücksichtigen. Über die hier behandelten Seevogelarten hinaus gilt die beschriebene Barrierewirkung für viele der weit über 200 regelmäßig die deutsche Nordsee (inkl. NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“) auf dem Zug überquerenden Vogelarten (zusammenfassende Darstellung bei Dierschke et al. 2011).

Barrierewirkung durch Schiffsverkehr

Seevögel, die eine Scheu vor Schiffen zeigen (vor allem durch visuelle Störung, vgl. Kap. 5.4.8) und bei deren Annäherung fliegend, schwimmend oder tauchend die Flucht ergreifen, können insbesondere bei starkem Schiffsverkehr das betroffene Meeresgebiet nicht nutzen bzw. sie verlassen es. Handelt es sich um Vögel, die sich überwiegend schwimmend fortbewegen, so kann es dadurch zur Zerschneidung ihres Lebensraumes kommen, d. h. der Wechsel zwischen benachbarten Meeresgebieten wird zumindest erschwert. Während die meisten Vogelarten, die Schutzgüter in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee sind, überwiegend im Flug Nahrung suchen und fliegend zwischen verschiedenen Gebieten wechseln, ist bei den folgenden Arten eine Empfindlichkeit gegenüber einer Barrierewirkung durch den Schiffsverkehr festzustellen.

Trauerente: Trauerenten zeigen gegenüber fahrenden Schiffen eine hohe Fluchtdistanz, die bei großen Trupps meist zwischen 1–2 km liegt, bei kleineren Trupps aber auch

weniger als 1 km betragen kann (Kaiser et al. 2006b, Schwemmer et al. 2011). Als maximale Fluchtdistanz vor einem fahrenden Schiff wurden 3,2 km gemessen (Schwemmer et al. 2011). Trauerenten müssen daher als sehr empfindlich gegenüber einer Barrierewirkung durch Schiffsverkehr gelten, insbesondere wenn sie während der sommerlichen Schwingenmauser für 2–3 Wochen flugunfähig sind und keine Ortswechsel im Flug vornehmen können.

Stern- und Prachtttaucher: Untersuchungen zur Fluchtdistanz vor fahrenden Schiffen ergaben mittlere Entfernungen von 400 m bzw. 1.120 m sowie Maximalwerte von 2 km bzw. 3 km (Bellebaum et al. 2006, Percival 2009). Bellebaum et al. (2006) gehen davon aus, dass ein Schiff einen etwa 2 km breiten, seetaucherfreien Korridor hinterlässt. Regelmäßig von Schiffen befahrene Meeresgebiete zeigen darüber hinaus statistisch signifikant geringere Individuendichten als benachbarte Flächen (Schwemmer et al. 2011). Daher stellt der Schiffsverkehr für Seetaucher eine Barriere dar, wobei die Empfindlichkeit gegenüber der Zerschneidung des Lebensraums besonders während der Schwingenmauser im Herbst (Stern-taucher) bzw. Frühjahr (Prachtttaucher) hoch ist.

Tordalk und Trottellumme: Beide Arten reagieren auf Annäherung von Schiffen häufig mit Abtauchen (Mendel et al. 2008), so dass damit zu rechnen ist, dass Meeresgebiete mit starker Befahrung wegen einer hohen Frequenz von Störungen gemieden werden. Damit sind Alken (vermutlich einschließlich des **Papageitauchers**) als empfindlich gegenüber einer Barrierewirkung durch Schiffsverkehr einzuschätzen, insbesondere zu Zeiten der Flugunfähigkeit während der sommerlichen Schwingenmauser, die mit dem Führen der noch nicht flugfähigen Jungvögel einhergeht.

5.4.7 Kollisionen

Fliegende Vögel unterliegen grundsätzlich der Gefahr, mit Objekten im Luftraum zu kollidieren. Auf dem Meer handelt es sich dabei um Bauwerke (Windenergieanlagen, Bohrinseln, Forschungsplattformen) Schiffe, Flugzeuge und Hubschrauber. Die Kollisionswahrscheinlichkeit für Vögel hängt dabei artspezifisch von den Sinnesleistungen und von der Manövrierbarkeit, d. h. von den Fähigkeiten ab, Hindernisse zu entdecken und ihnen auszuweichen. Eine hohe Kollisionsgefahr besteht vor allem nachts an beleuchteten Objekten, weil das Licht eine Attraktionswirkung ausüben kann (z. B. Bourne 1979, Ballasus et al. 2009) und es gleichzeitig durch Blendung die Wahrnehmbarkeit von unbeleuchteten Objektteilen wie Spannseilen oder Masten herabsetzt. Dies gilt für alle o. g. Typen von Objekten.

Während Schiffe und Bohrinseln bei Tageslicht für Vögel gut erkennbare Hindernisse darstellen, ist an Windenergieanlagen auch tagsüber mit Kollisionen zu rechnen (bei terrestrischen Windenergieanlagen erfolgen die Kollisionen vorrangig bei Tag, Grünkorn et al. 2016). Die Kollisionsgefahr ist besonders hoch, wenn die Vögel in Rotorhöhe fliegen, was bei Offshore-Windparks meist den Bereich von 20–200 m über der Wasseroberfläche betrifft. Das Kollisionsrisiko einzelner Seevogelarten hängt aber auch von deren Häufigkeit im Windpark, von den Meidereaktionen der Vögel vor dem Windpark

(macro-avoidance) und vor den Windenergieanlagen selbst (micro-avoidance), von der Aktivität der Windenergieanlagen und vom Wetter ab (z. B. Petersen et al. 2006, Vanermen & Stienen 2009, Poot et al. 2011, Skov et al. 2012).

Seevögel erreichen ein hohes Lebensalter, die Geschlechtsreife tritt spät ein, sie unterliegen einer vergleichsweise geringen natürlichen Mortalität und sie weisen eine geringe jährliche Reproduktionsrate auf. Diese Faktoren führen dazu, dass eine zusätzliche anthropogene Mortalität – wie sie durch meist letale Kollisionen an Objekten auf dem Meer auftritt – im Verhältnis zur natürlichen Mortalität schwer wiegt bzw. nur schwer wieder ausgeglichen werden kann (Bernotat & Dierschke 2016).

Im Folgenden wird für die einzelnen Seevogelarten die Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen mit maritimen Bauwerken und Schiffen zusammengefasst. Zu Kollisionen mit tief fliegenden Flugzeugen und Hubschraubern über der Nordsee liegen dagegen bisher keine Erkenntnisse vor. Aufgrund der im Regelfall für den Sichtflug vorgeschriebenen Flughöhe von mindestens 150 m (Kap. 4.1.3) ist die Überschneidung mit den Flughöhen fast aller Seevogelarten gering, so dass nur von vereinzelten Kollisionen auszugehen ist. Eine gesonderte Betrachtung von Kollisionen mit tief fliegenden Flugzeugen und Hubschraubern entfällt daher.

Trauerente: Aufgrund der nur partiellen Meidung von Offshore-Windparks kommt es dazu, dass Trauerenten beim Fliegen in die Nähe von Windenergieanlagen gelangen. Nur ein kleiner Teil der Vögel (1,0 % nach Cook et al. 2012) fliegt dabei in Rotorhöhe, so dass das Kollisionsrisiko generell eher gering ist. Wenn allerdings viele Trauerenten innerhalb von Windparks fliegen, kann es zu Kollisionen kommen. Für die Windparks Horns Rev 1 und Horns Rev 2 wurden Opferzahlen von 8–31 bzw. 45–178 Trauerenten je Winter (November bis April) modelliert (Skov et al. 2012). Grundsätzlich sind Trauerenten daher empfindlich gegenüber Kollisionen an Windenergieanlagen.

Stern- und Prachtttaucher: Seetaucher meiden zwar meistens das Einfliegen in Windparks, aber wenn sie es tun, dann zu Anteilen von bis zu 33 % in Rotorhöhe (Skov et al. 2012). Allerdings geben Cook et al. (2012) geringere Anteile von Flügen in Rotorhöhe an (Stern- und Prachtttaucher 2,0 %, Prachtttaucher 0,1 %). Aus Meidung und Flughöhe zusammen ergibt sich zumindest keine hohe Empfindlichkeit, zu bedenken ist aber eine diesen Arten zugeschriebene geringe Manövrierfähigkeit. Nach den Ergebnissen von Modellierungen sind nur wenige Kollisionsopfer in Offshore-Windparks zu erwarten: bei Egmond aan Zee 0,2–0,5 Ind./Jahr (Poot et al. 2011), bei Horns Rev 2 1–5 Ind./Winterhalbjahr und bei Horns Rev 1 keine (Skov et al. 2012).

Eissturmvögel kommen selten innerhalb von Windparks vor und fliegen zudem fast immer flach über dem Wasser (nach Cook et al. 2012 nur zu 0,2 % in Rotorhöhe). Für alle zur Ordnung der Röhrennasen gehörenden Arten zusammen (also einschließlich Sturmtaucher) wird im Windpark Egmond aan Zee daher nur mit 0–0,3 Kollisionen pro Jahr gerechnet (Poot et al. 2011), die Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen ist demnach gering.

Basstölpel: Trotz starker Meidung fliegen immer wieder Basstölpel in Offshore-Windparks ein, häufig auch in Rotorhöhe (nach Cook et al. 2012 mit einem Anteil von 9,6 %). Nach Modellierungen bleiben die Anzahlen der Opfer in der Regel gering (Bligh Bank 2 Ind./Jahr, Egmond aan Zee 1,6–8,5 Ind./Jahr, Horns Rev 1 keine, Horns Rev 2 2–7 Ind./Winter; Poot et al. 2011, Skov et al. 2012, Brabant et al. 2015), doch wurden für Thorntonbank 99 Ind./Jahr als Kollisionsopfer errechnet (Vanermen & Stienen 2009). Einer Prognose zufolge ist an 27 britischen Offshore-Windparks, die derzeit schon in Betrieb oder genehmigt sind, pro Jahr mit 2.603 adulten und 1.056 immaturen Kollisionsopfern zu rechnen, was aber beim derzeitigen Populationswachstum den Bestand nicht gefährdet (Wildfowl & Wetlands Trust Consulting 2012, s. auch Cleasby et al. 2015). Der Basstölpel muss als sehr empfindlich gegenüber dem Wirkfaktor Kollisionen an Bauwerken angesehen werden.

Skua und Spatelraubmöwe: Bei Raubmöwen handelt es sich um wendige Flieger, die nur zu kleinen Anteilen in der Rotorhöhe von Offshore-Windparks fliegen (Skua: 4,3 % nach Cook et al. 2012). Dennoch wird für den Windpark Thorntonbank mit 10,1 Kollisionen/Jahr gerechnet, so dass eine Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen existiert.

Papageitaucher: Aufgrund ihrer sehr niedrigen Flüge (nur zu 0,1 % in Rotorhöhe, Cook et al. 2012) ist für Papageitaucher von einer sehr geringen Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen an Windenergieanlagen auszugehen.

Tordalk und Trottellumme: Fast alle Flüge finden flach über dem Wasser und damit deutlich unterhalb des Gefahrenbereichs von Windenergieanlagen statt (nach Cook et al. 2012 beim Tordalk 0,4 % und bei der Trottellumme 0,1 % der Flüge in Rotorhöhe). Darüber hinaus zeigen beide Arten meist eine Meidung von Windparks. Nach Modellierungen ist an den Windparks Thorntonbank und Egmond aan Zee nicht mit Kollisionsopfern zu rechnen (Vanermen & Stienen 2009, Poot et al. 2011), daher können Tordalk und Trottellummen zu den gegenüber Kollisionen unempfindlichen Arten gerechnet werden.

Dreizehenmöwe: Bei der Dreizehenmöwe gehen die Angaben über Flughöhen weit auseinander. Bei Betrachtung einzelner Studien variiert der Anteil in Rotorhöhe fliegender Vögel zwischen 2 % (Canning et al. 2013) und 40 % (Krijgsveld et al. 2011). Da insgesamt sechs von konsultierten zehn Studien Anteile von mehr als 10 % hochfliegender Vögel angeben, erscheint der modellierte Wert von 5,6 % von Cook et al. (2012) recht niedrig. Weil Dreizehenmöwen zudem häufig in Windparks einfliegen, müssen sie als empfindlich gegenüber Kollisionen angesehen werden. Aus Modellierungen ergaben sich Opferzahlen von 34,4 Ind./Jahr (Thorntonbank, Vanermen & Stienen 2009), 16 Ind./Jahr (Bligh Bank, Brabant et al. 2015), 1–6 Ind./Winterhalbjahr (Horns Rev 1) und 2–8 Ind./Winterhalbjahr (Horns Rev 2, Skov et al. 2012). Für ein Ausbauszenario von 100 Offshore-Windparks in der südlichen Nordsee im Jahr 2023 prognostizieren Leopold et al. (2014) 5.930 pro Jahr sterbende Dreizehenmöwen durch diese Windenergienutzung. Dabei sind Individuenverluste durch Lebensraumverlust eingerechnet, der Bestand der Art wäre dadurch nicht gefährdet.

Zwergmöwe: Trotz ihrer Tendenz zur Meidung von Offshore-Windparks fliegen Zwergmöwen immer wieder in Windparks ein. Die Anteile in Rotorhöhe fliegender Vögel schwanken je nach Untersuchung zwischen 0 % (May 2008) und 38 % (Krijgsveld et al. 2011), Cook et al. (2012) geben 5,5 % an. Beim Offshore-Windpark Thorntonbank wird pro Jahr mit 2,7 Kollisionen gerechnet (Vanermen & Stienen 2009). Eine Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen ist damit gegeben.

Sturmmöwe: Ohne Meideverhalten und mit modelliertem Anteil von 22,9 % der Vögel in Rotorhöhe fliegend (Cook et al. 2012) sind Sturmmöwen sehr empfindlich gegenüber Kollisionen in Offshore-Windparks. Da sie aber nicht besonders häufig in den Meeresgebieten mit Windparks vorkommen, ist die Anzahl hochgerechneter Kollisionsopfer vergleichsweise niedrig, beträgt beim Windpark Thorntonbank 26,7 Ind./Jahr (Vanermen & Stienen 2009) und beim Windpark Bligh Bank 2 Ind./Jahr (Brabant et al. 2015). Für Sturm-, Lach- und Zwergmöwen zusammen wurden für die beiden Windparks Horns Rev 1 und 2 pro Winterhalbjahr (November bis April) 4–18 bzw. 2–10 Kollisionen prognostiziert (Skov et al. 2012).

Großmöwen (Mantel-, Silber-, Heringsmöwe) sind hinsichtlich von Kollisionen in Offshore-Windparks die empfindlichsten Seevögel. Sie rasten häufig in den Windparks bzw. auf Umspannwerken und fliegen nach Cook et al. (2012) zu großen Anteilen in Rotorhöhe (Mantelmöwe 33,1 %, Silbermöwe 28,4 %, Heringsmöwe 25,2 %). Sehr hoch sind die modellierten Anzahlen von Kollisionen, die beim Windpark Thorntonbank für alle drei Arten zusammen mit 3.209 Ind./Jahr beziffert werden (Vanermen & Stienen 2009). Hoch sind auch die Prognosen für Horns Rev 1 (95–378 Kollisionen/Winterhalbjahr) und Horns Rev 2 (90–360 Kollisionen/Winterhalbjahr, Skov et al. 2012), für Bligh Bank werden 82 Kollisionen/Jahr angegeben (Brabant et al. 2015). Auch die für Möwen insgesamt berechneten 243–702 Kollisionen/Jahr beim Windpark Egmond aan Zee (Poot et al. 2011) dürften ganz überwiegend Großmöwen betreffen. Prognosen von Anzahlen zu erwartender Kollisionsopfer für ein Ausbauszenario der Windenergienutzung in der Nordsee mit 10.000 Windenergieanlagen weisen auf ernstzunehmende Populationseffekte bei Großmöwen hin, da sich die jährliche Mortalität um 8,7 % (Mantelmöwe) bzw. 9,4 % (Heringsmöwe) erhöhen würde (Brabant et al. 2015). In einer anderen Studie mit einem Szenario von 100 Offshore-Windparks in der südlichen Nordsee im Jahr 2023 wurden jährliche Individuenverluste (eingerechnet ist dabei jeweils auch Mortalität durch Habitatverlust) von 23.674 Herings- und 5.441 Mantelmöwen errechnet, die aber die jeweiligen Bestände noch nicht gefährden (Leopold et al. 2014).

Brandseeschwalbe: Durch meist zu geringe Flughöhe (in Rotorhöhe von 20–150 m fliegen nach Cook et al. 2012 nur 3,6 % der Vögel) und partielle Meidung sind Brandseeschwalben in Offshore-Windparks einem eher geringen Kollisionsrisiko ausgesetzt. Im Windpark Thorntonbank wird entsprechend nur mit durchschnittlich 0,2 Kollisionsopfern pro Jahr gerechnet (Vanermen & Stienen 2009), so dass die Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen mit derzeit vorzufindenden Modellen von Offshore-Windenergieanlagen eher gering ist. An Windenergieanlagen mit niedrigeren Rotoren verunglückten auf der Hafenmole des belgischen Zeebrügge so viele Brandseeschwalben des lokalen Brutbe-

standes, dass sich deren Altvogelsterblichkeit jährlich zwischen 0,2 und 0,7 % erhöhte (Everaert 2008).

Fluss- und Küstenseeschwalbe: Obwohl nach den meisten einzelnen Studien fast keine Fluss-/Küstenseeschwalben in Rotorhöhe fliegen (Percival 2011, Sansom et al. 2011, Vanermen et al. 2013, Mendel et al. 2013), ergab das Modell von Cook et al. (2012) Anteile von 12,7 % (Flusseeeschwalbe) und 2,8 % (Küstenseeschwalbe) für Flüge in Rotorhöhe. Für Flusseeeschwalben errechneten Vanermen & Stienen (2009) entsprechend nur 0,2 jährliche Kollisionen pro Jahr im Windpark Thorntonbank. Für Fluss-, Küsten- und Brandseeschwalben zusammen ergab eine Modellierung 2,9–10,7 Kollisionen pro Jahr im Windpark Egmond aan Zee (Poot et al. 2011). Mit niedrigeren Windenergieanlagen kollidierten Flusseeeschwalben des Brutbestandes im Hafen von Zeebrügge so häufig, dass sich ihre Altvogelsterblichkeit jährlich um 1,8–3,7 % erhöhte (Everaert 2008). Gegenüber Kollisionen mit Offshore-Windenergieanlagen (mit höherem Rotorbereich) ist dagegen eher eine geringe Empfindlichkeit anzunehmen.

In Bezug auf nächtliche Kollisionen an marinen Bauwerken liegen zu Seevögeln kaum Informationen vor. Betroffen sein dürften in erster Linie die auch nachts Nahrung suchenden Arten, d. h. besonders Möwen (vgl. Garthe & Hüppop 1996), doch können nächtliche Flüge auch bei allen anderen Arten auftreten, insbesondere auf dem Zug. Attraktion durch künstliche Lichtquellen an Bohrplattformen ist für Sturmschwalbe, Wellenläufer und Krabbentaucher beschrieben worden (Sage 1979, Wiese et al. 2001). Unter nächtlichen Anflugopfern auf der Forschungsplattform FINO1 waren Nicht-Singvögel, zu denen alle Seevögel gehören, allerdings nur mit 0,2 % vertreten – es handelte sich um je eine Mantel- und Heringsmöwe sowie um zwei unbestimmte Möwen (Hüppop et al. 2016). Angesichts der nur bruchstückhaften Information ist es derzeit nicht möglich, die Empfindlichkeit von Seevögeln gegenüber nächtlichen Kollisionen an beleuchteten Bauwerken und Schiffen einzuschätzen. Es ist allerdings damit zu rechnen, dass nachts viele durchziehende Vögel von Arten, die nicht ausdrücklich zu den Schutzgütern der Schutzgebiete der deutschen AWZ der Nordsee gehören, von der Beleuchtung der Windenergieanlagen angezogen werden, mit diesen kollidieren und dadurch verenden (vgl. Hüppop et al. 2016).

5.4.8 Visuelle Störungen

Visuelle Störungen haben im Zusammenspiel mit Luftschall ein hohes Störpotenzial für Seevögel, die mit Verhaltensänderungen, Auffliegen und/oder Verlagerung des Aufenthaltsortes reagieren. Sie werden in erster Linie von beweglichen und unbeweglichen Objekten ausgelöst, die sich bei Vögeln im Luftraum befinden. Zu diesen Objekten gehören vor allem Schiffe (einschließlich Fischereifahrzeuge und Freizeitschiffe) und Bauwerke im marinen Bereich (Bohrplattformen, Windenergieanlagen bzw. ganze Offshore-Windparks), aber auch Flugzeuge und Helikopter. Visuelle Störungen treten oft im Zusammenspiel mit Luftschall (s. Kap. 5.4.3 Dauerschall in der Luft) oder Lichtemissionen auf, deren Störwirkungen sich in der Regel nicht trennen lassen, die aber zusam-

men eine Verstärkung der Reaktionen der Vögel bewirken können. Bei den hier besprochenen Effekten wird davon ausgegangen, dass der visuelle Störreiz ausschlaggebend für die Reaktion der Vögel ist. Darüber hinaus tragen visuelle Störungen zu Barrierewirkungen bei (s. Kap. 5.4.6).

Auf dem Wasser rastende bzw. nah über oder unter der Wasseroberfläche Nahrung suchende Vögel, denen sich ein Schiff nähert, reagieren je nach Vogelart und Truppgröße in ganz unterschiedlichen Entfernungen entweder mit Auffliegen oder Abtauchen. Dadurch können Vögel aus wichtigen Habitaten (z. B. günstigen Nahrungsgebieten) verdrängt werden. Die Fluchtreaktionen (inkl. kurzem Ausweichen) bewirken aber auch einen erhöhten Energieverbrauch. Bei Nahrung suchenden Vögeln führen sie gleichzeitig zu geringerer Energieaufnahme, was auch für Verhaltensänderungen (Wachsamkeit) gilt. In sehr ähnlicher Weise wirken die visuellen Störungen, die von Flugzeugen und Helikoptern ausgehen, wobei hinsichtlich der Entfernungen zwischen Vögeln und Störquellen als dritte Dimension die Flughöhe der Luftfahrzeuge hinzukommt. In welchem Ausmaß Größe und Geschwindigkeit von Schiffen und Luftfahrzeugen sowie bei letzteren die Flughöhe die Stärke der Reaktion der Seevögel beeinflusst, ist bisher zwar noch nicht bekannt, doch sind angesichts von Beobachtungen an brütenden Seevögeln (Keller 1991, Burger 1998) bzw. bei anderen Wasser- und Seevogelarten auf dem Wasser (Ronconi & St. Clair 2002, Komenda-Zehnder et al. 2003) Unterschiede wahrscheinlich.

Fest installierte Objekte, die bei Vögeln visuelle Störungen verursachen, sind vor allem Offshore-Windparks, in deutlich geringerem Umfang auch Bohrinseln, Forschungsplattformen etc. Die Präsenz dieser Bauwerke verhindert ggf. von vornherein, dass sich empfindliche Vögel ihnen annähern, so dass z. B. der Lebensraum im und um den Windpark gemieden wird und somit nicht zur Verfügung steht. Bei Ortswechseln führen meidende Arten Ausweichflüge (Umwege) durch. Folgen dieser Art von visuellen Störungen können der Verlust (oftmals zuvor genutzter) günstiger Nahrungsgebiete und Zeitverlust hinsichtlich der Nahrungssuche sein – beides bewirkt eine geringere Energieaufnahme. Außerdem verursachen Ausweichflüge einen erhöhten Energieverbrauch. Die artspezifischen Empfindlichkeiten gegenüber unbeweglichen Objekten werden in Kap. 5.4.5 (Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust) und Kap. 5.4.6 (Barrierewirkung) behandelt.

Gegenüber Schiffen und Luftfahrzeugen zeigen die Seevogelarten, die Schutzgüter in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee sind, folgende Empfindlichkeiten. Sie gelten bei Schiffen und Luftfahrzeugen ausdrücklich für Seevögel, die sich schwimmend oder bei Nahrungsflügen auf See befinden. Im Bereich der Brutkolonien kann es bei denselben Vogelarten zu erheblich stärkerer Unruhe kommen (z. B. Rojek et al. 2007).

Trauerente: Vor sich annähernden Schiffen fliegen Trauerenten nahezu immer auf, einige tauchen auch ab, besonders zur Mauserzeit. Je nach Truppgröße liegt die Fluchtdistanz meist zwischen 1–2 km (maximal gemessen: 3,2 km), bei kleineren Trupps aber auch unter 1 km (Kaiser et al. 2006b, Schwemmer et al. 2011). Trauerenten sind deshalb generell sehr empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch den Schiffsverkehr, was sowohl für große Handelsschiffe als auch für Fischereifahrzeuge und Freizeitschiffe

(Segelboote, Motorboote etc.) gilt. Auch auf tief fliegende Flugzeuge reagieren Trauerenten sehr empfindlich: Bei einer Flughöhe von 80 m fliegen sie meist auf größere Entfernung auf oder tauchen ab (Garthe et al. 2004). Selbst bei 450 m (41,9 %) und 550 m Flughöhe (21,0 %) stellten Weiß et al. (2016) noch hohe Anteile fliegender Trauerenten fest. Eine besonders hohe Empfindlichkeit gegenüber visuellen Störungen besteht in den Sommermonaten (Juni bis September), wenn die Trauerenten aufgrund ihrer Schwimmenmauser für 2–3 Wochen flugunfähig sind und keine Ortswechsel im Flug vornehmen können.

Stern- und Prachtttaucher: Vor fahrenden Schiffen fliegen Seetaucher in mittleren Entfernungen von 400 m bzw. 1.120 m auf, bei Maximalwerten von 2 km bzw. 3 km (Bellebaum et al. 2006, Percival 2009). Sie sind daher sehr empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch fahrende Schiffe. Dagegen ist die Empfindlichkeit gegenüber niedrig fliegenden Flugzeugen gering, da Seetaucher bei Flugzeugerfassungen in 80 m Höhe nur relativ selten auffliegen oder abtauchen (Garthe et al. 2004). Bei einer Flughöhe des Flugzeugs von 550 m befanden sich nur 3 % der von Weiß et al. (2016) beobachteten Seetaucher im Flug (einschließlich der ohne Einfluss des Flugzeugs fliegenden Vögel).

Eissturmvogel: Vor fahrenden Schiffen zeigen Eissturmvoegel keine Scheu – im Gegenteil – häufig suchen sie aktiv Fischereifahrzeuge auf, um sich von Discard zu ernähren (Garthe & Hüppop 1994, Camphuysen et al. 1999). Dennoch fliegen sie bei sich annähernden Schiffen gelegentlich auf (Garthe et al. 2004). Bei niedrigen Überflügen von Flugzeugen fliegen Eissturmvoegel relativ selten auf (Garthe et al. 2004). Gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe und Luftfahrzeuge zeigt die Art demzufolge eine geringe Empfindlichkeit.

Basstölpel: Als häufig um Fischereischiffe Nahrung suchende Vögel sind Basstölpel weitgehend unempfindlich gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe (Garthe & Hüppop 1994, Camphuysen et al. 1999, Garthe et al. 2004). Auch gegenüber niedrig fliegenden Flugzeugen gelten sie als wenig empfindlich (Garthe et al. 2004).

Spatelraubmöwe und Skua: Gegenüber sich nähernden Schiffen und niedrig überhin fliegenden Flugzeugen wird die Empfindlichkeit für beide Arten als gering eingeschätzt (Camphuysen et al. 1999, Garthe et al. 2004).

Papageitauer: Bei Seevogelerfassungen vom Schiff aus wurde beobachtet, dass Papageitauer gelegentlich abtauchen oder auffliegen (Camphuysen et al. 1999, Garthe et al. 2004), so dass die Art grundsätzlich als empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe anzusehen ist.

Tordalk und Trottellumme: Beide Arten reagieren auf sich nähernde Schiffe häufig durch Abtauchen, gelegentlich auch durch Auffliegen (Mendel et al. 2008). Von Camphuysen et al. (1999) und Garthe et al. (2004) werden sie diesbezüglich mit mittlerer Empfindlichkeit eingestuft. Angrenzend an Windparks nördlich von Helgoland wurden in Bereichen mit vielen Schiffsbewegungen deutlich weniger Trottellummen festgestellt als in Bereichen mit wenig Schiffsverkehr (Mendel & Garthe 2016). Selbst gegenüber niedrig (80 m hoch) fliegenden Flugzeugen wird nur selten eine Reaktion in Form von Abtauchen

gezeigt (Garthe et al. 2004), so dass diese Form von visueller Störung auf geringe Empfindlichkeit stößt.

Dreizehenmöwe: Als besonders häufig an Fischereifahrzeugen anzutreffende Art (Garthe & Hüppop 1994) ist der Dreizehenmöwe eine Unempfindlichkeit gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe zuzuweisen (ebenso Camphuysen et al. 1999), allerdings wird für schiffsgestützte Seevogelzählungen ein gelegentliches Auffliegen vor dem Schiff vermerkt (Garthe et al. 2004). Ein geringes Ausmaß von Fluchtreaktionen bei Flugzeugzählungen in 80 m Höhe (Garthe et al. 2004) weist auf eine geringe Empfindlichkeit gegenüber visuellen Störungen durch Flugzeuge hin.

Zwergmöwen zeigen bei Seevogelerfassungen vom Schiff und vom 80 m hoch fliegenden Flugzeug aus nur geringe Fluchtreaktionen, so dass sie offenbar nur eine geringe Empfindlichkeit gegenüber derartigen visuellen Störungen haben. Auch Camphuysen et al. (1999) stufen die Art als nicht von Schiffen gestört ein.

Sturm-, Mantel-, Silber-, und Heringsmöwe sind sehr häufig bei der Nahrungssuche an Fischereifahrzeugen zu beobachten, was darauf hindeutet, dass sie keine Scheu vor fahrenden Schiffen zeigen (Garthe & Hüppop 1994, Camphuysen et al. 1999). Nachweislich werden sie von Schiffen, die langsam fahren und dadurch an fischereilich aktive Schiffe erinnern, sogar angezogen (Garthe & Hüppop 1999). Während für visuelle Störungen durch Schiffe folglich keine Empfindlichkeit festzustellen ist, verursachen in 80 m Höhe überfliegende Flugzeuge gelegentlich Fluchtreaktionen (Garthe et al. 2004).

Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben weisen gegenüber Schiffen eine sehr geringe Fluchtdistanz auf und reagieren auch auf in 80 m Höhe überfliegende Flugzeuge nur selten (Camphuysen et al. 1999, Garthe et al. 2004). Gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe und Flugzeuge sind sie daher nicht empfindlich.

Visuelle Störungen durch Schiffe und Luftfahrzeuge treten im Zusammenhang mit einer ganzen Reihe von Nutzungen auf, vor allem mit der Schifffahrt, der Fischerei sowie dem Bau und Betrieb von OWP, aber z. B. auch mit Militär, Forschung und der Gewinnung von Erdöl und Erdgas. Das großräumige Auftreten dieser Nutzungen, aber auch die je nach Vogelart teilweise recht intensive Reaktion, machen die visuellen Störungen zu einem der bedeutsamsten Wirkfaktoren für Seevögel in der Nordsee.

5.4.9 Abfalleinträge

Marine Lebewesen, darunter auch die Hälfte aller Seevogelarten, leiden weltweit unter der Aufnahme von Abfällen oder dem Verfangen in Müllobjekten (Kühn et al. 2015). Seevögel, die während der Rast oder der Nahrungssuche mit der Wasseroberfläche in Berührung kommen, können sich mit Füßen, Flügeln oder Hals in Abfällen wie z. B. Netzresten, Sixpackhaltern oder Verpackungsschnüren verfangen, sich an ihnen verletzen und sterben (Vauk et al. 1989). Eine besonders große Gefahr besteht für stoßtauchende Arten, da diese während des Eintauchens mit dem Kopf durch Netzreste stoßen können. Das Verstricken in Abfällen bedeutet häufig einen langsamen und qualvollen Tod durch Ersticken oder Verhungern.

Eine große Gefahr stellt für Basstölpel zusätzlich ihr Verhalten dar, Netzreste, die irrtümlich für Makroalgen gehalten werden, als Nistmaterial in die Kolonie einzutragen. Dabei handelt es sich zum Teil (aber nicht nur) um Scheuerschutzfransen (Dolly Ropes), die in der grundberührenden Fischerei zum Schutz von Grundschnepnetzen eingesetzt werden¹⁵⁵. Basstölpel können sich sowohl beim Einsammeln dieser Materialien auf See verstricken, wie auch in der Kolonie (z. B. Bond et al. 2012, Guse et al. 2015, Votier et al. 2011). In gemischten Kolonien wie z. B. auf Helgoland sind durch den eingetragenen Müll nicht nur Basstölpel und ihre Jungen, sondern auch andere Brutvögel wie Trottellummen und Dreizehenmöwen betroffen (Guse et al. 2015, Dierschke 2015).

Zahlreiche Seevogelarten wie der Eissturmvogel oder verschiedene Möwenarten verschlucken außerdem Abfälle wie Plastikteile oder Paraffin, wenn sie diese mit Nahrung verwechseln (z. B. van Franeker et al. 2011, Kühn et al. 2015). Dabei können z. B. scharfkantige Gegenstände den Magen-Darm-Trakt verletzen. Größere Gegenstände oder Folien können Magen und Darm blockieren, was ebenfalls zum Tod führen kann. Additive anthropogene Mortalität ist für alle Seevogelarten aufgrund ihrer populationsbiologischen Charakteristika nur schwer auszugleichen (Bernotat & Dierschke 2016).

Seevögel können zudem Schadstoffe durch das Verschlucken von Abfällen wie Plastikmüll aufnehmen, die ihre Fitness und damit die Chance zu überleben reduzieren (Lavers et al. 2014). Abfälle können dabei selbst Schadstoffe enthalten oder wie z. B. Plastikmüll diese im Meer zusätzlich anlagern. Seevögel können sich sowohl durch das Verschlucken von Abfall als auch indirekt über ihre Nahrungstiere wie z. B. Fische, die ihrerseits Abfälle verschlucken, mit Schadstoffen belasten und diese anreichern (Hartwig et al. 1985).

Eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Abfallemissionen haben **Trauerente, Sterntaucher, Prachtaucher, Eissturmvogel, Basstölpel, Papageitaucher, Tordalk** und **Trottellumme**. Die meisten dieser Arten erbeuten ihre Nahrungsobjekte ausschließlich auf Tauchgängen, bei denen sich die Vögel nicht nur vertikal, sondern auch horizontal in der Wassersäule fortbewegen. Dabei besteht eine große Gefahr, mit treibenden Müllobjekten in Kontakt zu kommen und sich zu verfangen (Hartwig et al. 1985). Besonders gefährlich ist dies für **Basstölpel**, die sich aus größerer Flughöhe ins Wasser stürzen (Schrey &

¹⁵⁵ Quelle: <https://www.greenpeace.de/themen/meere/brueten-im-abfall>

Vauk 1987). **Basstölpel** und **Eissturmvögel** sind zusätzlich durch das Einsammeln von Müll als Nistmaterial bzw. die gezielte Aufnahme von Müllpartikeln gefährdet (s. o.).

Deutlich weniger empfindlich gegenüber Abfallemissionen sind **Dreizehenmöwe, Sturmmöwe, Mantelmöwe, Silbermöwe, Heringsmöwe, Brandseeschwalbe, Flussseeschwalbe** und **Küstenseeschwalbe**. **Möwen** halten sich bei der Nahrungssuche häufig in der Nähe von Fischereischiffen auf, so dass sie leicht mit dort über Bord gehenden Abfällen oder Netzresten in Kontakt kommen und sich in ihnen verstricken können (Hartwig et al. 1985, 1992). Müllobjekte können auch irrtümlich für Beutetiere gehalten werden, wobei es dann besonders bei der Behandlung der aufgegriffenen Objekte zum Verheddern kommen kann. **Seeschwalben** erbeuten ihre Nahrung durch Stoßtauchen (mit niedriger Eintauchtiefe) oder durch Aufnahme von Beuteobjekten an der Wasseroberfläche im Flug, wo sie sich in Abfällen verfangen können. Es ist anzunehmen, dass die visuell nahe der Wasseroberfläche Nahrung suchenden Vögel Müllteile besser wahrnehmen können als tauchende Vögel.

Eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Abfallemissionen haben **Spatelraubmöwe, Skua** und **Zwergmöwe**. **Raubmöwen** nehmen ihre Nahrung entweder von der Wasseroberfläche auf oder jagen sie in der Luft anderen Seevögeln ab. **Zwergmöwen** erbeuten ihre Nahrung auf See nur an der Oberfläche. Dadurch kommen diese Arten meist nur kurz mit der Oberfläche in Berührung und haben kaum Gelegenheit, mit Müll oder Netzresten in Kontakt zu kommen.

Zu Abfallemissionen kann auch die versehentliche oder absichtliche Freisetzung von Erdöl und seinen Derivaten gerechnet werden. Die Empfindlichkeit der Seevögel gegenüber Öl wird im Kap. 5.4.10 (Schadstoffeinträge) behandelt.

5.4.10 Schadstoffeinträge

Für Seevögel relevante Schadstoffemissionen sind vor allem Freisetzungen von Erdöl und Derivaten. Solange es nicht zu einem Ölaustritt (Havarien, Leckagen) kommt, hat die Förderung von Öl und Gas nach gegenwärtigem Kenntnisstand keine nennenswerten Auswirkungen auf den Bestand der hier behandelten Seevogelarten. Wenn aber Öl austritt, sind die unmittelbaren Folgen für tauchende und häufig schwimmende Arten schwerwiegend. Beim Kontakt mit dem Öl verklebt das Gefieder, was je nach Ausmaß der Verunreinigung zum Verlust der isolierenden Wirkung der Federn und nachfolgend zum Tod führt. Durch das Putzen des Gefieders gelangt Öl in den Verdauungstrakt und führt dort zu Vergiftungen. Zusätzlich muss mit einer Schädigung der Nahrungsorganismen gerechnet werden, die auch zu einer inneren Vergiftung der Vögel führen kann.

In ähnlicher Weise gilt dies für den Schiffsverkehr: Nur, wenn es zu Havarien oder Verölung kommt, sind Seevögel, die während der Rast und der Nahrungssuche mit der Meeresoberfläche in Kontakt kommen, durch treibende Ölflecken oder gar Ölteppiche in großer Gefahr. Besonders Arten, die fast ausschließlich schwimmen wie Seetaucher und Alkenvögel, sind davon betroffen, da sie permanent der Kontaminationsgefahr unterliegen und im Falle einer Verschmutzung nicht an Land gehen können.

Ausführlich dargestellt sind die Auswirkungen von Öl auf Seevögel bei Reineking & Vauk (1982). Im Folgenden wird das generelle Verhalten der einzelnen Vogelarten dargestellt, um abzuleiten, inwieweit für sie mit negativen Auswirkungen von Ölaustritten zu rechnen ist. Die genannten Verölungsraten bei Strandfunden drücken aus, wie hoch der Anteil von Ölopfern an verendet gefundenen Individuen ist. Bei hohen Anteilen von Ölopfern stellt die Ölverschmutzung eine besonders starke Veränderung der natürlichen Mortalität dar.

Trauerenten schwimmen außerhalb der Brutzeit in Form großer, teilweise mehrere Kilometer langer Ansammlungen in ihren Rastgebieten und gehen während dessen nicht an Land oder auf Sandbänke. Daher haben sie ein hohes potenzielles Risiko, ihr Gefieder mit Öl zu verschmutzen. Im Fall von Ölaustritten sind dabei gleich große Individuenzahlen betroffen. Die Anfälligkeit der Art für Kontaminierung mit Öl drückt sich in der hohen Rate von durchschnittlich 42 % verölter Totfunde an der deutschen Nordseeküste aus (Fleet et al. 2003). In den Niederlanden nahm die Verölungsrate bei Strandfunden von 89 % (1970er Jahre) auf 59 % (2000er Jahre) ab (Camphuysen 2010).

Seetaucher (Stern- und Prachtttaucher) und Alken (Papageitaaucher, Trottellumme, Tordalk) verbringen einen Großteil ihres Lebens schwimmend auf dem Meer und sind daher besonders anfällig gegenüber Verölung in Meeresbereichen mit großen oder kleinen Ölflecken. Da die Alkenvögel in geeigneten Nahrungsgebieten und in der Nähe der Kolonien oft in größeren Trupps vorkommen, ist die Gefahr durch Ölunfälle für die Vögel in solchen Bereichen besonders groß. Ähnliches gilt für Seetaucher, die sich besonders zur Zeit des Frühjahrszuges in größeren Trupps konzentrieren. Für Trottellummen wurde bei Spülsaumkontrollen an der deutschen Nordseeküste eine mit 36 % hohe Verölungsrate nachgewiesen, bei Tordalken waren es sogar 52 % (Fleet et al. 2003) und noch deutlich größer ist der Anteil verölter Strandfunde mit 64 % bei Stern- und Prachtttaucher (Dierschke et al. 2012). In den Niederlanden sind die Verölungsraten bei Strandfunden bei allen Arten von den 1970er Jahren zu den 2000er Jahren rückläufig, bei den Seetauchern von 94 % auf 77 %, bei der Trottellumme von 95 % auf 72 % und beim Tordalk von 97 % auf 64 % (Camphuysen 2010).

Eissturmvögel suchen zwar auf weiträumigen Flügen nach Nahrung, verbringen aber auch viel Zeit auf der Wasseroberfläche schwimmend, zumal sie sich zur Rast niemals an Land begeben. Da sie sich sehr häufig im Gefolge von Fischereischiffen aufhalten, besteht auch durch die Nähe zu Schiffen Gefahr, sich mit freigesetztem Öl zu kontaminieren. In der südlichen Nordsee wies die Art einst sehr hohe Verölungsraten unter Strandfunden auf, doch ist diese Rate rückläufig (in den Niederlanden in den 1970er Jahren 71 %, in den 2000er Jahren 21 %, Camphuysen 2010). Eine Empfindlichkeit gegenüber Ölemissionen besteht dennoch auch weiterhin.

Basstölpel zeigen auf See, insbesondere bei der Suche nach Nahrung, eine hohe Flugaktivität, legen lange Strecken zurück und erreichen dabei viele Meeresbereiche. Sie rasten jedoch auch längere Zeit schwimmend auf dem Wasser, so dass sie mit Ölflecken in Berührung kommen können. Da Basstölpel ihre Nahrung stoßtauchend erbeuten und dabei die Meeresoberfläche durchstoßen, sind sie auch während der Nahrungssuche durch Ölteppiche gefährdet. Verölungsraten unter Strandfunden sind sehr hoch, aber

abnehmend (in den Niederlanden in den 1970er Jahren 93 %, in den 2000er Jahren 60 %, Camphuysen 2010). Dennoch muss die Art als empfindlich gegenüber Ölemissionen gelten.

Spatelraubmöwen und Skuas jagen einen großen Teil ihrer Beute anderen Seevögeln im Flug ab. Mit Ölflecken können sie aber beim Rasten auf dem Wasser in Kontakt kommen. Ihre Empfindlichkeit gegenüber Ölemissionen scheint geringer als bei den meisten anderen Seevögeln zu sein.

Möwen (Dreizehen-, Sturm-, Mantel-, Silber-, Heringsmöwe) halten sich bei der Suche nach Nahrung häufig in unmittelbarer Nähe von Schiffen auf und sind in der gesamten Nordsee häufig hinter Fischereifahrzeugen anzutreffen (Garthe and Hüppop 1994, Camphuysen 1995a). Durch ihre Nähe zu Schiffen könnten sie bei auslaufendem Öl gefährdet sein, wenn sie sich dort zur Rast auf der Meeresoberfläche niederlassen. Möwen halten sich häufig auch schwimmend auf dem Meer auf. Da die Rast auf dem Wasser meist in größeren Trupps erfolgt, laufen im Fall von Ölverschmutzungen viele Individuen gleichzeitig Gefahr, mit Öl in Kontakt zu kommen. Insbesondere in unmittelbarer Nähe zur Brutkolonie bilden sich oft große Trupps auf dem Wasser, besonders bei der Dreizehenmöwe. Bei der Havarie der „Erika“ in der Biskaya im Jahr 1999 wurden mehr als 550 verölte Dreizehenmöwen gefunden. Während der Wintermonate haben solche Ölunfälle vermutlich nur einen geringen Effekt auf die Brutbestände, da meist Vögel verschiedener Brutgebiete betroffen sind (Mitchell et al. 2004). Die Verölungsrate von Möwen durch chronische, nicht auf konkrete Unfälle zurückzuführende Ölverschmutzung ist in der südlichen Nordsee deutlich gesunken, von den 1970er zu den 2000er Jahren bei Strandfunden in den Niederlanden von 68 % auf 12 % und bei Dreizehenmöwen von 82 % auf 50 % (Camphuysen 2010). An der deutschen Nordseeküste lag die Verölungsrate bei Spülsaumfunden in den Wintern 2000/01 und 2001/02 bei 18 % für die Dreizehenmöwe, bei 7 % für die Sturmmöwe und bei knapp 3 % für die Silbermöwe (Fleet et al. 2003). Die zeitweise hohen Verölungsraten verdeutlichen die Empfindlichkeit von Möwen gegenüber Schadstoffemissionen in Form von Öl.

Zwergmöwen erbeuten ihre Nahrung auf See nur an der Oberfläche und kommen dabei meist nur kurz mit der Oberfläche in Berührung. Außerhalb der Brutzeit gehen sie nur selten an Land, sondern rasten auf dem Meer bzw. versammeln sich und schlafen schwimmend auf der Wasseroberfläche. Dabei kommt es mitunter zu großen Ansammlungen, was in kontaminierten Meeresbereichen daher gleichzeitig negative Auswirkungen auf eine Vielzahl von Individuen haben kann. Daher müssen auch Zwergmöwen als empfindlich gegenüber Ölemissionen gelten.

Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben bewegen sich auf See fast ausschließlich fliegend fort und zeigen insbesondere zur Brutzeit eine hohe Flugaktivität zwischen Brutkolonie und Nahrungsgebieten. Sie erbeuten ihre Nahrung durch Stoßtauchen oder durch Aufnahme von Beuteobjekten an der Wasseroberfläche im Flug. Da sie nur gelegentlich schwimmen (auf See rasten sie meist auf Seezeichen, Treibholz etc.), ist die Gefahr einer Verölung durch große Ölteppiche oder kleinere Ölflecke relativ gering. Allerdings kann es beim Stoßtauchen in verölte Gewässern zu einer Kontamination

kommen. Ebenfalls kann es durch die Aufnahme von kontaminierten Beutefischen zu Wachstums- und Entwicklungsstörungen kommen. Dennoch erscheint ihre Empfindlichkeit gegenüber Ölemissionen vergleichsweise gering.

Da ölverschmutztes Gefieder in vielen Fällen zum Tod der betroffenen Vögel führt, ist die Empfindlichkeit bei Seevögeln unabhängig von deren Grad der Exposition gegenüber Ölemissionen besonders hoch. Denn aufgrund ihrer Populationsbiologie mit einer hohen Überlebensrate adulter Tiere, einer späten Geschlechtsreife und niedrigen Fortpflanzungsraten können sie zusätzliche anthropogene Mortalität nur schwer ausgleichen (Bernotat & Dierschke 2016). Negative Populationstrends lassen sich daher auch unter verbesserten Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen nur langsam wieder umkehren.

5.4.11 Trübungsfahnen

Trübungsfahnen können durch die Aufwirbelung von feinen Sedimentteilen im Zusammenspiel mit der Meeresströmung und der Förderung von Erdöl und Gas, der Verlegung von Rohrleitungen und Kabeln, der marinen Sand- und Kiesgewinnung, der Errichtung von Windenergieanlagen sowie der grundberührenden Fischerei entstehen. Solche Trübungsfahnen sind zwar mitunter nur von kurzer Dauer, können aber zeitweise die Nahrungssuche von tauchenden Seevögeln behindern. Davon betroffen sind **Stern- und Prachттаucher, Basstölpel, Papageिताucher, Tordalk und Trottellumme**. Zwar werden zumindest Stern- und Prachттаucher bei Seevogelerfassungen regelmäßig auch in Küstengewässern nahe des Wattenmeeres mit sehr trübem Wasser festgestellt (Dierschke et al. 2012), doch ist nicht belegt, dass diese Bereiche zur Nahrungssuche (erfolgreich) genutzt werden. Möglicherweise wird die Nahrungssuche durch die Wassertrübung höchstens be-, aber nicht verhindert. Es ist aber auch möglich, dass sich das Artenspektrum der potenziellen Beutefische verändert, weil diese ihrerseits Trübungsfahnen aktiv meiden (z. B. Westerberg et al. 1996). **Trauerenten** tauchen zwar bis zum Grund, suchen dort aber taktil (mit dem Schnabel) nach Muscheln und sind von trübem Wasser daher nicht beeinträchtigt. **Eissturmvogel, Möwen und Seeschwalben** nehmen ihre Nahrung von der Wasseroberfläche auf oder tauchen höchstens geringfügig ins Wasser ein, so dass keine Beeinträchtigung durch trübes Wasser zu erwarten ist. Davon ist schon deshalb auszugehen, weil Möwen und Seeschwalben regelmäßig in großer Zahl im trüben Wasser nahe dem oder im Wattenmeer Nahrung suchen. **Raubmöwen** nehmen ihre Nahrung nur von der Wasseroberfläche auf oder agieren als Kleptoparasiten im Luftraum. Aufgrund ihrer Mobilität sind Seevögel in der Lage, den auftretenden Trübungsfahnen auszuweichen. Demzufolge wird die Empfindlichkeit aller Seevögel gegenüber kurzfristiger und zudem oft kleinräumiger Habitatverschlechterung durch Wassertrübung als gering eingeschätzt.

5.4.12 Fang von Zielarten

Durch die Fischerei werden grundsätzlich Fische und andere marine Organismen der Meeresumwelt entnommen, die piscivoren Vögeln als Nahrung dienen. Falls diese als Beifang wieder über Bord gegeben werden, stehen sie denjenigen Seevögeln, die gezielt Fischereifahrzeuge aufsuchen, als Nahrung zur Verfügung – dies betrifft vor allem **Eissturmvogel, Basstölpel, Dreizehenmöwe, Sturmmöwe, Mantelmöwe und Heringsmöwe** (Garthe & Hüppop 1994). Dies trifft allerdings nicht zu, wenn die gefangenen Fische z. B. im Rahmen der „Gammelfischerei“ (Industriefischerei zur Gewinnung von Fischmehl und Fischöl) nicht zurückgeworfen werden. Vogelarten, die kleinere Fische ausschließlich oder überwiegend selbst erbeuten, steht ein Teil ihrer Nahrungsorganismen nicht mehr zur Verfügung. Dadurch stellt die Fischerei unmittelbar eine Nahrungskonkurrenz für Seevögel dar. Folgen sind zum einen Nahrungsmangel bis hin zum Verhungern (z. B. Blake 1984), zum anderen auch erhöhter Zeitaufwand für die Nahrungssuche bzw. längere Nahrungsflüge. Zu starke Befischung von Beutefischen der Seevögel, insbesondere durch die Industriefischerei, führt bei diesen häufig zu verminderter Brutefolg und rückläufigen Beständen (Cury et al. 2011). In der Nordsee gilt diesbezüglich die Dreizehenmöwe als am empfindlichsten (Frederiksen et al. 2008b), doch reagieren auch **Papageitaucher, Tordalk und Trottellumme** stark auf fischereibedingten Nahrungsmangel (Wanless et al. 2005, Mendel et al. 2008, Harris & Wanless 2011). Auch weitere Arten, die überwiegend selbst erbeuteten Fisch fressen (**Sterntaucher, Prachtaucher, Brandseeschwalbe, Flusseeschwalbe und Küstenseeschwalbe**), dürften betroffen sein. Aufgrund der Größe der jeweils gefangenen Fische sind für Seevögel in erster Linie die grundberührende Fischerei und die pelagische Schleppnetzfisherei relevant, weniger die Stellnetzfisherei und der Einsatz von Reusen und Fallen.

5.5 Meeressäugetiere

Meeressäugetiere sind nicht gegenüber allen in Kap. 4 beschriebenen Wirkfaktoren empfindlich. Die Empfindlichkeit gegenüber den folgenden Wirkfaktoren wird daher nicht gesondert behandelt.

- Trotz guten Sehvermögens spielen **visuelle Störungen** unter Wasser vermutlich keine große Rolle, lassen sich mangels Untersuchungen jedoch nicht völlig ausschließen. Da akustische Reize für Schweinswale eine weitaus größere Bedeutung haben als visuelle und sie aufgrund der besseren Schallausbreitung unter Wasser bezüglich ihrer möglichen Störwirkung einen größeren Wirkradius haben, werden visuelle Störungen nicht weiter ausgeführt. Über Wasser spielen visuelle Störungen nur bei Robben eine Rolle, die sich längere Zeit an der Oberfläche aufhalten können. **Luftschall** wird nur sehr begrenzt ins Wasser eingetragen und wirkt dann als Unterwasserschall (Kap. 5.5.1 und 5.5.2) auf die Tiere. Insbesondere sind Walohren nicht an das Hören an der Luft angepasst (Liebschner et al. 2005).

- **Trübungsfahnen** haben keinen direkten Einfluss auf Schweinswale, da sie sich akustisch orientieren und ihre Beute mithilfe ihres Biosonars orten. Sie haben auch keinen direkten Einfluss auf Seehunde und Kegelrobben, da diese ihre Beute mithilfe der Vibrissen finden. Allerdings lässt sich ein Effekt auf die Verteilung von Beutefischen (Meidung von Trübungszonen durch bestimmte Fischarten, Westerberg et al. 1996) nicht ausschließen. Ein weiterer indirekter Effekt kann sich über die Freisetzung von Schadstoffen ergeben.
- Bei **elektromagnetischen Feldern** sind elektrische und magnetische Felder zu unterscheiden. Elektrische Felder sind mangels Elektrorezeptoren für Schweinswale nicht von Bedeutung (Hempelmann 2013). Auch bei Robben sind Elektrorezeptoren nicht nachgewiesen, so dass elektrische Felder für Seehunde und Kegelrobben vermutlich keine Bedeutung haben. Bezüglich der Auswirkung magnetischer Felder auf Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben ist nach derzeitigem Wissensstand keine Aussage möglich.
- Durch Kabel und Pipelines ausgelöste **Temperaturveränderungen** wirken allenfalls kleinräumig. Ein indirekter Effekt über Beutefische lässt sich nicht ganz ausschließen, betrifft aber aufgrund der hohen Wärmeleitfähigkeit des Wassers nur das unmittelbare Umfeld der Leitungen.

5.5.1 Impulsschall unter Wasser

Unterwasser-Schallemissionen von Impulsschall stammen typischerweise von Detonationen (Kap. 4.4.2 und 4.4.3), Impulsrammen (Kap. 0), seismischen Druckluftpulsern (Kap. 4.2.6) sowie impulshaften tief- (< ca. 1 kHz), mittel- (< ca. 10 kHz) oder hochfrequenten (> ca. 10 kHz) Sonaren (Kap. 4.4.3 und 4.4.4). Die Empfindlichkeit von Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben gegenüber Impulsschall ist u. a. abhängig vom Schallpegel, Signalanstieg, Impulsdauer, -anzahl und -wiederholfrequenz, Frequenzspektrum und Hintergrundschaall. Die Schwere der Auswirkungen nimmt generell mit der Entfernung von der Schallquelle ab, da Pegel und Steilheit des Signals ebenfalls abnehmen. Schwere oder gar tödliche **Verletzungen**, z. B. an Gehörorganen, Lunge oder Darm, können durch Schockwellen von Explosionen noch in beträchtlicher Entfernung (zwei bis fünf Kilometer) auftreten (Thiele & Stepputat 1998, Koschinski 2011, von Benda-Beckmann et al. 2015). Lauter impulshafter Schall aus seismischen Druckluftpulsern oder von Impulsrammungen kann bei Schweinswalen, Kegelrobben und Seehunden zu temporärer oder dauerhafter Gehörschwellenverschiebung (TTS oder PTS) führen (Gordon et al. 2003, Lucke et al. 2009).

Verletzungen (TTS) können bei Schweinswalen bereits durch einen einzigen Impuls eines seismischen Druckluftpulsers ab einem Schallpegel von 164,3 dB SEL bzw. 199,7 dB p-p SPL auftreten (Lucke et al. 2009). Die kumulative Wirkung multipler Schallimpulse kann eine Hörschwellenverschiebung noch verstärken (Southall et al. 2007, Erbe & King 2009, NOAA 2016b). In einem Einzelfall sind mit Seismik assoziierte schwere Verletzungen an einem Schlankdelfin dokumentiert (Gray & Van Waerebeek 2011).

Für Robben gibt es anders als für Schweinswale derzeit weniger Informationen über Empfindlichkeiten als für Schweinswale. Die Schwelle, ab der Hörschäden / Gehörverletzungen (TTS) bei Robben auftreten, konnte daher noch nicht bestimmt werden. Den Beginn einer TTS leiten Heinis et al. (2015) aus den von Southall et al. (2007) entwickelten Schallexpositionskriterien ab. Dieser liegt bei einem SEL von ca. 171 dB und ist (bezogen auf das Hörvermögen von Robben) gewichtet. Da Seehunde unter Wasser bereits tiefe Frequenzen von unter 200 Hz wahrnehmen können (Kastelein et al. 2009)¹⁵⁶ und somit das Hörspektrum den Spektralbereich bei den von tiefen Frequenzen dominierten Seismik- oder Rammimpulsen gut abdeckt, beträgt der Unterschied zwischen gewichtetem und ungewichtetem Wert nur wenige Dezibel. Aus aktuellen amerikanischen Schallexpositionskriterien (NOAA 2016b) lässt sich auf ähnliche Weise ein gewichteter SEL von 170 dB ableiten, bei dem allerdings eine unterschiedliche Gewichtung verwendet wird. Beide Werte sind kumulative SEL Werte. Die kumulative Wirkung multipler Schallimpulse kann eine Hörschwellenverschiebung noch verstärken (Southall et al. 2007, NOAA 2016b). Das bedeutet, dass in Abhängigkeit der Anzahl von Schallimpulsen der Pegel jedes einzelnen Impulses geringer als der o. g. Schwellenwert sein kann, aber kumulativ über eine Vielzahl von Impulsen dennoch ein TTS auslösen kann. Bei der Exposition gegenüber 1000 Impulsen beträgt der rechnerische Unterschied zwischen dem SEL eines Einzelschlags und dem der kumulierten Impulse bereits 30 dB. Dabei wird allerdings vereinfachend angenommen, dass sich das Gewebe im Innenohr zwischen den einzelnen Impulsen nicht erholt und der Pegel gleichbleibt (das Tier also nicht wegschwimmt). Gleichzeitig können Robben anders als Schweinswale ihren Kopf aus dem Wasser heben, um dem Schall auszuweichen. Ketten (2012) prognostiziert eine höhere Empfindlichkeit kleinerer Arten, so dass Seehunde demnach empfindlicher gegenüber Hörschäden sein können als Kegelrobben.

Weiterhin führt lauter Impulsschall zu ausgeprägten **Verhaltensreaktionen** bei Robben (z. B. Russell et al. 2016) und bei Schweinswalen. Es wird befürchtet, dass häufige oder langanhaltende Störungen sich negativ auf die Population auswirken können (NRC 2005). Allgemein wird die Stärke der Verhaltensänderung zur Beurteilung der Frage, ob eine Störung vorliegt, herangezogen (vgl. Southall et al. 2007, Heinis et al. 2015). Dabei wird von einer Störung ausgegangen, wenn Änderungen des Schwimmverhaltens, Flucht oder Vermeidung eines Gebietes sowie Veränderungen im akustischen Verhalten (Kommunikation) vorliegen (Heinis et al. 2015). Aber auch geringerschwellige Verhaltensänderungen (z. B. erhöhte Aufmerksamkeit, Stressreaktion) können sich auf die Fitness auswirken (Richardson et al. 1995, Müller et al. 2013), sind aber bei Schweinswalen und Robben nur schwer nachweisbar. Bei der Beurteilung von Störungen durch Impulsschall wird in Deutschland davon ausgegangen, dass es bei Einhalten des 160 dB-Grenzwertes (SEL) bis in 8 km Entfernung von der Schallquelle zu Störungen kommen wird, was einem Schallereignispegel von 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (SEL) entspräche (s. Schallschutzkonzept, BMU 2013), der als Relevanzschwelle gilt. Die Erheblichkeit von Störungen wird kumulativ über den Flächenbezug beurteilt. Ein einzelner Impuls (z. B. bei einer Explosion) bewirkt

¹⁵⁶ Zum Hörvermögen von Kegelrobben unter Wasser gibt es bislang keine Untersuchungen.

zunächst keine länger anhaltende Verhaltensänderung und ist wenig störungsrelevant. Seismik und Impulsrammung erzeugen jedoch meist tausende Impulse in Abständen weniger Sekunden, die zu länger anhaltenden und großräumigen Vertreibungseffekten führen können (Schweinswale: z. B. Tougaard et al. 2009).

Diese können bei Schweinswalen abhängig von der Entfernung sowie von der Dauer des Schallereignisses über Stunden oder Tage wirken (Brandt et al. 2009, Dähne et al. 2013, Pehlke et al. 2013), so dass über die gesamte Rammzeit Vertreibungseffekte auftreten. Während geringerschwellige Verhaltensänderungen als Fluchtverhalten von manchen Autoren vereinfachend als nur geringe Störungen interpretiert werden, können diese trotzdem mit energetischen Kosten und einem Verlust von Gelegenheiten zum Beutefang verbunden sein (Pirotta et al. 2014, NRC 2005). Auch eine Verringerung des Jagdverhaltens von Schweinswalen durch seismischen Impulsschall ist nachgewiesen (Pirotta et al. 2014). Aufgrund ihrer speziellen Physiologie und der Notwendigkeit, einen großen Teil des Zeitbudgets mit der Nahrungsaufnahme zu verbringen (Kap. 3.6.1.1), haben diese Störungen gerade für Schweinswale einen großen Einfluss auf deren Fitness (Wisniewska et al. 2016).

Die Intensität der durch Rammschall ausgelösten Störungen von Schweinswalen und die Dauer ihrer Erholungszeit hängen vom Pegel und der Expositionsdauer ab (Review in: Heinis et al. 2015): Eine Rückkehr zu dem vor der Schallexposition gezeigten Verhalten erfolgt bei Schweinswalen am Rand der Reaktionszone bereits nach wenigen Stunden und kann sich aber in der Nähe der Rammstelle um mehrere Tage verzögern. Fluchtverhalten gegenüber Rammschall wurde in einem Verhaltensexperiment bei Tieren in menschlicher Obhut bereits ab ca. 127 dB (SEL) festgestellt (Kastelein et al. 2013). Bei baubegleitenden Untersuchungen zur Verteilung von Schweinswalen während der Rammung von Windparkfundamenten ergaben sich berechnete Schallpegel von 134–144 dB (SEL), ab denen ein ausgeprägtes Fluchtverhalten nachweisbar war (BMU 2013).

Für Robben wiesen Russell et al. (2016) ein Meideverhalten noch in 25 km Entfernung zu mithilfe von Impulsrammungen durchgeführten OWP-Gründungsarbeiten nach. Die Erholungszeit nach den Rammarbeiten (Rückkehr zur ursprünglichen Verteilung der Seehunde) betrug ca. 2 h. Während geringerschwellige Verhaltensänderungen auch bei Robben oft als nur geringe Störungen interpretiert werden, können diese trotzdem mit energetischen Kosten und einem Verlust von Gelegenheiten zum Beutefang verbunden sein (NRC 2005). Die Intensität von durch Rammschall ausgelösten Störungen und die Dauer der Erholungszeit hängen auch bei Robben vom Pegel und der Expositionsdauer ab (Review in: Heinis et al. 2015). Fluchtverhalten gegenüber abgespielten Tonaufnahmen von Rammschall wurde in einem Verhaltensexperiment in menschlicher Obhut bei einem Tier bereits ab 142 dB (SEL) festgestellt (Kastelein et al. 2011). Heinis et al. (2015) verwenden eine etwas höhere Reaktionsschwelle von 145 dB (SEL), da das zweite Tier aus dem Experiment von Kastelein et al. (2011) auch bei diesem Wert noch keine Reaktion zeigte. Da die Relevanzschwelle im Schallschutzkonzept des BMU (2013) sich am Schweinswal orientiert und mit 140 dB (SEL) geringer ist als die o. g. Reaktionsschwelle, profitieren auch Robben davon. Verhaltensänderungen bei Seehunden gegen-

über experimentellen Sonar-Signalen (50 ms frequenzmodulierte Signale um 25 kHz) sind bereits ab einem durchschnittlichen (ungewichteten) Empfangspegel (rms) von 125 dB re 1 μ Pa nachgewiesen; ab 137 dB schwammen die Seehunde schneller, hatten häufiger den Kopf über Wasser und sprangen häufiger (Kastelein et al. 2015). Die Größe des Störradius lässt sich durch Schallminderungsmaßnahmen wie Blasenschleier oder andere Schallschutzsysteme, die exemplarisch auch im Schallschutzkonzept des BMU beschrieben sind, deutlich verringern (vgl. Brandt et al. 2016).

Der Beurteilungsmaßstab, der bei Robben für die Beurteilung von Störungen in Bezug auf eine mögliche **Populationswirkung** zugrunde gelegt werden muss, ist kleinskaliger als bei Schweinswalen. Weil Robben an bestimmte Ruheplätze gebunden sind und von dort aus ihre Nahrungshabitate aufsuchen, sind die in einem bestimmten Entfernungsbereich liegenden Kolonien (d. h. die nächstgelegenen Ruheplätze) betroffen und nicht die gesamte Population oder Managementeinheit. Robben können länger andauernden impulshaften Schallereignissen also nicht "beliebig" ausweichen (Heinis et al. 2015). Die Kumulation mit anderen weit entfernt gelegenen Vorhaben ist für einzelne Kolonien von geringerer Bedeutung.

Auch Impulsschall aussendende hydroakustische Messgeräte (Kap. 4.4.4) können bei Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben zu Störung und Maskierung führen. Die meisten dieser Geräte haben ein gegenüber Rammschall oder Druckluftpulsen nur schmales Frequenzband. Die Größe des möglichen Störradius ist unter anderem abhängig von deren Pegel, Frequenz und Abstrahlwinkel in Verbindung mit der Wassertiefe. Auch wenn die emittierte Nominalfrequenz eines Sonars oberhalb der von Schweinswalen und Robben wahrnehmbaren Frequenzen liegt, so können entstehende Untertöne ("sub harmonics") möglicherweise dennoch wahrgenommen werden (Deng et al. 2014).

Verhaltensreaktionen in Bezug auf Impulsschall können für Schweinswale unter Umständen auch tödlich enden. So ließ sich bei einer Massenstrandung von Schweinswalen an der dänischen Westküste ein Zusammenhang mit einem aus intensiver Sonarnutzung in einem großen NATO Manöver resultierenden Vertreibungseffekt nicht ausschließen (Wright et al. 2013). Da viele der tot am Strand angespülten Tiere Anzeichen von Beifang aufwiesen, wurde gefolgert, dass die Verhaltensreaktion der Tiere auf die Schallimpulse der Sonare zu einem erhöhten Beifang in Fischernetzen führte. Die Sonarnutzung war demzufolge indirekt todesursächlich. Ein solcher Zusammenhang ist plausibel etwa durch panische Verhaltensreaktionen oder ein durch den Einsatz von Sonaren vermindertes Hörvermögen, die die rechtzeitige Wahrnehmung von Netzen verhindert haben können (Wright et al. 2013).

Unter **Maskierung** versteht man die Überdeckung biologisch wichtiger Signale wie etwa Kommunikations- oder Echoortungslaute von Schweinswalen oder tieffrequente Kommunikationslaute von Robben durch Störschall.

Maskierungsphänomene spielen bei impulshaften Schallquellen anders als beim Dauerschall (s. a. Kap. 5.5.2) bei Schweinswalen vermutlich eine eher untergeordnete Rolle, da die gepulsten stereotypen Laute in deutlich höheren Frequenzen liegen als die meisten

impulshaften Schallquellen¹⁵⁷. Auch bei Robben spielen sie im Vergleich zu Dauerschall (s. a. Kap. 5.5.2) vermutlich eine geringere Rolle, da im Intervall zwischen den Impulsen kontinuierliche Signale (z. B. Kommunikationslaute von Artgenossen) nicht überdeckt werden. Gleichwohl gibt die Ähnlichkeit der Frequenzen von Kommunikationslauten von Robben und Ramm- oder Seismikimpulsen Anlass zu der Annahme, dass auf größere Entfernungen Maskierung eine Relevanz haben kann, weil sich die Dauer der Einzelimpulse durch die vielfach reflektierten Schallwellen mit zunehmendem Abstand von der Schallquelle verlängert. Gordon et al. (2003) vermuten eine Maskierung durch Impulse seismischer Druckluftpulsar in Entfernungen vieler Kilometer.

Ableitung von Schwellenwerten für Schweinswale

Aus der Darstellung der Empfindlichkeiten und der möglichen Schallpegel werden für Schweinswale folgende frequenzunabhängige **Schwellenwerte** abgeleitet: Für das **Verletzungskriterium** (Hörschäden) legt BMU (2013) einen dualen Grenzwert von 160 dB (SEL) bzw. 190 dB (p-p) fest, der ab einer Entfernung von 750 m zur Schallquelle unterschritten werden muss. Der Grenzwert gilt ausdrücklich für Rammarbeiten an OWP in der deutschen Nordsee (BMU 2013). Eine kumulative Wirkung multipler Schallimpulse ist bei diesem Grenzwert pauschal durch die Verringerung des experimentell ermittelten TTS-Wertes (Lucke et al. 2009) um ca. 4 dB berücksichtigt worden. Da der Grenzwert aus experimentell an einem Druckluftpulsar erhobenen Befunden abgeleitet wurde, findet er auch im Rahmen von Genehmigungsverfahren für seismische Exploration Anwendung. Als Relevanzschwelle für **Störungen** durch Impulsschall (Rammschall) lässt sich für Schweinswale aus verschiedenen Studien (s. o.) ein Wert von ca. 140 dB (SEL) ableiten (u. a. Heinis et al. 2015). Dieser Wert entspricht dem im Schallschutzkonzept verankerten Wert von 140 dB (SEL) in 8 km Entfernung bei Einhaltung des Grenzwertes von 160 dB SEL in 750 m Entfernung und Verwendung des im Schallschutzkonzept ebenfalls dargestellten Ausbreitungsmodells (BMU 2013).

Ableitung von Schwellenwerten für Seehunde und Kegelrobben

Da die Relevanzschwelle im Schallschutzkonzept der Bundesregierung (BMU 2013) sich am Schweinswal orientiert und eine gesonderte Festlegung für Robben bisher nicht erfolgte, wird zur Beurteilung der Auswirkungen von impulshaftem Schall (Kap. 6.6.4 und 6.12.14) für Seehunde und Kegelrobben – stark vereinfachend – derselbe Schwellenwert angenommen wie beim Schweinswal.

¹⁵⁷ Lediglich einige Sonare können impulshaften Schall um 150 kHz aussenden. Da sowohl Sonar- als auch Schweinswalsignale gepulst sind und die Reichweite derart hoher Frequenzen nur gering ist, ist deren Maskierungspotenzial zu vernachlässigen (Richardson et al. 1997).

5.5.2 Dauerschall unter Wasser

Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben sind grundsätzlich empfindlich gegenüber breitbandigem Dauerschall, der typischerweise von Schiffen (Kap. 4.1.1 und 4.1.2), Baggern und anderen Baufahrzeugen (Kap. 4.2.7, 4.3.1 und 0), Windenergieanlagen (Kap. 0) oder in gepulster Form (als intermittierender Dauerschall) von Pingern (Kap. 4.2.3), Seal Scarern oder Transpondern (Kap. 0) stammen kann. Mögliche Auswirkungen können Hörschäden, Verhaltensänderungen und Maskierung sein.

Prinzipiell kann Dauerschall **Verletzungen/Hörschäden** bei Schweinswalen und Robben hervorrufen (Kastak et al. 1999, NOAA 2016b). Dies ist jedoch vor allem abhängig vom Empfangspegel und der Expositionsdauer. Eine temporäre Hörschwellenverschiebung (TTS) um 6 dB konnte bei einem Seehund ab einem 25-minütigen Dauerschallpegel im 2,5 kHz Oktavband von 152 dB re 1 μPa (SPL) entsprechend einem SEL von 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ nachgewiesen werden (Kastak et al. 1999). Ob derart lange Expositionsauern bei vergleichbaren Pegeln überhaupt auftreten, ist unklar. Auch liegen für andere Pegel oder Expositionsauern keine Untersuchungen vor. NOAA (2016b) geben als Verletzungskriterium (dort: PTS) für Robben einen gewichteten SEL über 24 h von 201 dB an. Dieser ist jedoch nicht mit dem vorgenannten Wert vergleichbar, der sich lediglich auf ein bestimmtes Oktavband bezieht und nicht gewichtet ist.

In Bezug auf Störungen, die sich in **Verhaltensänderungen** niederschlagen, sind für Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben besonders die Schallemissionen aus **individuellen Punktquellen** relevant, die z. B. im Falle von Schiffslärm von tiefen Frequenzen dominiert werden, aber auch breitbandige Anteile enthalten (Wittekind 2014). Zu Verhaltensänderungen durch Dauerschall (z. B. Schiffslärm) liegen bei Seehunden und Kegelrobben keine Studien vor.

Für Schweinswale sind die mittleren und hohen Frequenzanteile, die u. a. durch Kavitation¹⁵⁸, aber auch durch Obertöne entstehen, die durch die Drehfrequenz der Maschinen bestimmt werden (Wittekind 2014), von besonderer Relevanz. Der von Schiffen emittierte breitbandige Unterwasserschall wird hauptsächlich über die Bordwand oder den Antrieb direkt ins Wasser abgestrahlt. Die breitbandigen Quellpegel einzelner Schiffe reichen von ca. 170 bis über 205 dB re 1 μPa 1m (rms) und sind u. a. abhängig von Schiffsgröße, Geschwindigkeit, Drehzahl, und Antriebsart. Der Zustand der Propeller ist ebenfalls von Bedeutung. Materialabrieb und Deformation beeinflussen die Schallemission.

McKenna et al. (2012, 2013) zeigten bei modernen Frachtschiffen einen generellen Zusammenhang zwischen den Schallemissionen und der Geschwindigkeit als wichtigster Parameter bei den Betriebszuständen von Schiffen. Bezüglich der Schallbelastung in einem Seegebiet ist nicht allein der bei geringerer Geschwindigkeit reduzierte Schalldruck (SPL) maßgeblich sondern auch die dadurch verlängerte Verweildauer des Schiffes im

¹⁵⁸ „Hohlraumbildung“ durch Bildung von Dampfblasen in einer Flüssigkeit. Kavitationsgeräusche entstehen durch das (gleichzeitige) Kollabieren von Gasblasen, die in Flüssigkeiten dort entstehen, wo der statische Druck unter den Dampfdruck fällt (d. h. Wasser verdampft in Bereichen mit Unterdruck). Dies ist zum Beispiel an Schiffsschrauben der Fall, an denen hohe Druckunterschiede zwischen Bereichen vor und hinter den Propellerflügeln auftreten.

Gebiet. Der Expositionspegel (SEL) ist ein Maß, das beide Variablen berücksichtigt. Die größte Reduktion bezüglich des SEL eines Containerschiffes ergab sich bei einer Geschwindigkeit von 7,7 kn (entsprechend einer 65 % Reduktion der Betriebsgeschwindigkeit). Der Verlauf der SEL-Reduktionskurve ist bis 9,7 kn sehr steil und flacht mit weiterer Geschwindigkeitsreduktion ab. Der von McKenna et al. (2013) gefundene Zusammenhang ist jedoch spezifisch für bestimmte Klassen von Schiffen, so dass eine Betrachtung im Einzelfall andere Werte ergeben kann.

Individuelle Schiffspassagen können in Abhängigkeit der Pegel, Frequenzbereiche, Geschwindigkeit und weiterer Faktoren (z. B. Herr 2009, Teilmann et al. 2013) bei Schweinswalen zu Meidereaktionen oder stereotypen Verhaltensänderungen wie schnellem Schwimmen an der Oberfläche („porpoising“) führen, und das schon ab geringen Pegeln von im Mittel 123 dB re 1 μ Pa (rms, M-gewichtet)¹⁵⁹; zur Gewichtung siehe Southall et al. 2007) in einer Spannbreite von 113–133 dB re 1 μ Pa (Dyndo et al. 2015). Diese Pegel entsprechen denen von Schiffsvorbeifahrten in z. T. über 1000 m Entfernung. Die Reaktionen auf unterschiedliche Schiffe variieren sehr stark. Teilmann et al. (2013) zeigten, dass ein mit einem Fahrtenschreiber und einem Noiselogger ausgestatteter Schweinswal beim Annähern einer Schnellfähre ab einem Schallpegel von ca. 115 dB re 1 μ Pa abtauchte, stark beschleunigte und schließlich bei ca. 20 m Wassertiefe verharnte, bis die Fähre vorübergefahren war und die Schalldruckpegel abnahmen. Gegenüber anderen, langsam fahrenden oder leisen Schiffen sind Schweinswale anscheinend tolerant bzw. habituiert (Evans et al. 1994, Camphuysen & Siemensma 2011). Welche Effekte genau für die beschriebenen Verhaltensänderungen verantwortlich sind, ist bislang nicht bekannt, jedoch scheint der von Schweinswalen gut wahrnehmbare Frequenzbereich (250 Hz–63 kHz) dabei eine große Rolle zu spielen (Dyndo et al. 2015). Auch wenn die beschriebenen stereotypen Verhaltensänderungen oft als nur geringe Störungen interpretiert werden, so sind sie mit energetischen Kosten und einem Verlust von Gelegenheiten zum Beutefang verbunden, der gerade für Schweinswale eine besondere Bedeutung für die Fitness hat (Wisniewska et al. 2016).

Auch gegenüber Schallemissionen von Saugbaggern, Bau- und Service-Fahrzeugen, Fischereifahrzeugen oder Booten reagieren Schweinswale empfindlich (z. B. Pirotta et al. 2013, Culloch et al. 2016). Besonders ausgeprägt sind Verhaltensreaktionen gegenüber intermittierendem Dauerschall von Vergrämungsgeräten (sog. Pinger und Seal Scarer), die ebenfalls einen hohen Schallenergieanteil in mittleren und hohen Frequenzen aufweisen (Johnston 2002, Olesiuk et al. 2002, Kastelein et al. 2006a, Brandt et al. 2013a, 2013b).

Die Empfindlichkeit von Schweinswalen gegenüber Betriebsschallemissionen¹⁶⁰ von Offshore-Windenergieanlagen ist aufgrund der in mittleren bis hohen Frequenzen nur

¹⁵⁹ Diese Form der Gewichtung berücksichtigt die geringere Hörempfindlichkeit bei sehr tiefen und sehr hohen Frequenzen, indem sie die Pegel der entsprechenden Spektralanteile nach unten korrigiert.

¹⁶⁰ Aus dem Betrieb von OWEA resultierende Unterwasserschallemissionen, die u. a. aus der Übertragung von Strukturschwingungen des Turmes aus dem Getriebe, Generator und Umrichter

geringen Pegel (Betke & Matuschek 2012) vermutlich gering, wenngleich tonale Komponenten unbekannter Herkunft bis 8 kHz gemessen wurden. Die Betriebsschallemissionen sind für Schweinswale max. wenige hundert Meter weit hörbar. Verhaltensänderungen von Schweinswalen in dieser Entfernung sind möglich (Madsen et al. 2006).

Diffuser Hintergrundschall (aus der Aufsummierung vieler Schallquellen) muss dagegen separat betrachtet werden, da er sich anders auswirkt als Schall aus Punktquellen. Informationen bzgl. der artspezifischen Auswirkungen mancher Dauerquellen auf Schweinswale, Seehunde oder Kegelrobben sind noch lückenhaft. Daher müssen zum Teil die an anderen Meeressäugerarten gewonnenen Erkenntnisse oder Kenntnisse in Bezug auf Pegel und Frequenzspektren ähnlicher Schallereignisse auf diese übertragen werden.

Der diffuse von tiefen Frequenzen dominierte Hintergrundscha

ll (in der Nordsee v. a. von ca. 100–1000 Hz) hat zwar einen natürlichen Anteil, ist aber durch die summierten Emissionen vieler anthropogener Schallquellen v. a. im Sommer erhöht (Hildebrand 2009). Dieser kann vor allem **Maskierungs**phänomene und auch Stressreaktionen hervorrufen. Aufgrund ihrer Nutzung von Klick-Abfolgen im Ultraschallbereich (um 130 kHz) zur Echoortung und Kommunikation ist die Empfindlichkeit des Schweinswals in Bezug auf Maskierungsphänomene durch Dauerschall vermutlich geringer als z. B. die von Bartenwalen oder Robben. Robben sind durch ihre tieffrequenten Kommunikationslaute (vor allem in der Paarungszeit) in Bezug auf Maskierung durch Dauerschall sehr viel empfindlicher als Schweinswale. Bei dem Seehund werden in der Paarungszeit die Weibchen von Männchen mit Imponierverhalten und grunzenden, blubbernden oder knarrenden Unterwasserrufen umworben. Dieses Verhalten wird sowohl in der Nähe der Ruheplätze als auch der bis 50 km entfernten Nahrungsgründe oder entlang der Transitrouten beobachtet (Van Parijs et al. 1997, 1999). Die Kommunikationssignale von Robben liegen in einem ähnlichen Frequenzbereich wie die meisten anthropogenen Dauerschallemissionen.

Ableitung von Schwellenwerten für Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben

Auf Signale eines Unterwasser-Kommunikationssystems im Frequenzband von 12 kHz reagierten Kegelrobben und Seehunde bereits ab einem Empfangspegel von 107 dB (rms) (Kastelein et al. 2006b). Reaktionen auf verschiedene breitbandige Scheuchsignale zwischen 500 Hz und ca. 9 kHz wurden bei Empfangspegeln von 135–144 dB (rms) festgestellt (Götz & Janik 2010). Daraus lassen sich jedoch keine Schwellenwerte ableiten, da die Ausprägung von Reaktionen von vielen Faktoren sowohl des Schallsignals als auch auf Seiten der Tiere abhängen kann. Abhängig von der Motivation (v. a. Vorhandensein von Nahrung) kann weiterhin eine schnelle Habituation einsetzen (Jacobs & Terhune 2002, Götz & Janik 2010), die jedoch nicht als Toleranz interpretiert werden darf, da trotz allem (oder sogar verstärkt) Stressphänomene oder andere geringerschwellige Verhaltensänderungen auftreten können.

resultieren. Sie haben sowohl durch die Drehzahl bestimmte tonale Komponenten als auch breitbandige Anteile (Betke & Matuschek 2012).

Nach dem derzeitigen Wissensstand lassen sich daher für Störungen durch Dauerschall keine Schwellenwerte für Seehunde und Kegelrobben ableiten. Dies gilt auch für Schweinswale. Möglicherweise müssen zukünftige Schwellenwerte für Störungen auch die Hörkurve der betrachteten Tierart mit einbeziehen (Southall et al. 2007, NOAA 2016b).

5.5.3 Impulsschall an der Luft (nur Robben)

Bei Robben befinden sich anders als bei Walen die Ohren beim Auftauchen oft über Wasser und sie sind an das Hören an der Luft entsprechend angepasst, so dass auch Luftschall für Robben gut wahrnehmbar ist.

Luft-Impulsschall kann zum Beispiel bei Detonationen (Kap. 4.4.2 und 4.4.3), Impulsrammen (Kap. 0) oder seismischen Druckluftpulsen (Kap. 4.2.6) auftreten. Neben dem gleichzeitig auftretenden Unterwasserschall kann Luftschall für Seehunde und Kegelrobben auch eine Rolle spielen, da diese beim Auftauchen ihre Köpfe aus dem Wasser heben und z. T. auch längere Zeit aufgetaucht schwimmen. Verhaltensänderungen sind generell in diesem Zusammenhang zu berücksichtigende Phänomene, Hörschäden sind aufgrund der starken Dämpfungswirkung von Luft jedoch vermutlich nicht relevant. Als TTS Beginn gegenüber Impulsschall in der Luft wurde bei Seehunden ein Spitzenpegel (0-peak) von 143 dB re 20 μPa ¹⁶¹ bzw. Expositionspegel von 129 dB re 20 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ gemessen (Southall et al. 2007).

Verhaltensänderungen gegenüber Impulsschall in der Luft können bei Robben in Form von Meideverhalten (z. B. kürzere und seltenere Ruheperioden) auftreten. Die Modellierung der Anwesenheit von Seehunden auf einer Sandbank über vier Monate mit Rammarbeiten an einem Windpark zeigte in den Rammperioden eine Reduktion der Wahrscheinlichkeit, Seehunde auf der etwa 10 km entfernten Sandbank anzutreffen um 21–63 % (Edrén et al. 2010). Ein deutliches Fluchtverhalten bei Rammbeginn war nicht erkennbar. Ob die auf Ruheplätzen beobachteten Verhaltensänderungen sich auf ein auf offener See befindliches Gebiet übertragen lassen, ist unklar. Auch lassen sich bei Rammarbeiten an Windparks beobachtete Reaktionen nicht eindeutig den Luftschallemissionen zuordnen, da sie von anderen, z. T. stärkeren Effekten (wie Reaktionen auf Unterwasserschall, Schiffsverkehr, baubedingte Auswirkungen auf Nahrungsorganismen) überlagert sein können (z. B. Edrén et al. 2010, Skeate et al. 2012). Auch bei beobachteten Reaktionen von Robben auf Explosionen ließ sich meistens keine eindeutige Zuordnung von Unterwasser- oder Luftschall treffen (Richardson et al. 1995). Insofern lässt sich dieser Wirkfaktor nicht vom Wirkfaktor Impulsschall unter Wasser (Kap. 5.5.1) trennen.

¹⁶¹ Bei Luftschall ist die gegenüber Wasserschall unterschiedliche Referenz (20 μPa statt 1 μPa) zu beachten. Aufgrund der unterschiedlichen Referenzen und der unterschiedlichen akustischen Impedanz beider Medien sind Luftschallpegel nicht mit Wasserschallpegeln vergleichbar.

5.5.4 Dauerschall an der Luft (nur Robben)

Der Beginn einer TTS durch Dauerschall (im Frequenzband von 2,5 kHz über 25 min) wurde bei Seehunden bei einem Spitzenpegel (0-peak) von 99 dB re 20 μ Pa bzw. einem Expositionspegel von 131 dB re 20 μ Pa²s festgestellt (Southall et al. 2007). Verhaltensänderungen, die Luftschallemissionen zugeordnet werden können, sind jedoch meistens nur wenig ausgeprägt (Richardson et al. 1995). Als Reaktion auf tief fliegende Flugzeuge oder Helikopter wurde bei arktischen Ringelrobben in einer Entfernung von maximal 1500 m, meist jedoch nur wenigen hundert Metern, eine Fluchtreaktion vom Eis in das Wasser festgestellt (Born et al. 1999). Wenn die Robben sich bereits im Wasser befinden, ist die vermutete Fluchtreaktion ein Abtauchen. Dieser Effekt lässt sich nicht vom Effekt der visuellen Störung (Kap. 5.5.10) durch das Fluggerät trennen.

5.5.5 Fang von Zielarten

Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde sind gegenüber dem Fang von Zielarten durch die Berufsfischerei (Kap. 4.2.1–4.2.3) und die Freizeitfischerei (Kap. 4.2.5) empfindlich, da diese Fischarten zum Beutespektrum gehören (Kap. 3.6.2.1 und 0). Die Nahrungskonkurrenz durch die Industriefischerei, v. a. auf Sandaal und Sprotte, ist dabei besonders hervorzuheben, da diese ausschließlich relativ kleine Fische entnimmt, die in das Beutespektrum von Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe passen (Kap. 3.6.2.1 und 0). Insbesondere Sandaale, aber auch Sprotten, weisen dabei einen hohen Fettgehalt auf, der entscheidend zum Energiehaushalt der Tiere beiträgt und für deren Fitness wichtig ist.

Der Fettgehalt der Nahrung ist aufgrund des hohen Stoffwechsels v. a. für Schweinswale von großer Bedeutung, weil die Tiere praktisch ständig Nahrung zu sich nehmen müssen (Kap. 3.6.1.1). Von besonderer Bedeutung ist eine fettreiche Nahrung bei tragenden oder laktierenden Weibchen oder im Herbst zum Aufbau einer ausreichenden Fettschicht. Messungen von mit akustischen Sensoren (d-tags) ausgestatteten Schweinswalen ergaben eine extrem hohe Beutefangrate von bis zu 550 kleinen Fischen pro Stunde (Wisniewska et al. 2016). Je geringer die Größe oder der Fettgehalt der Beute ist, umso mehr Zeit müssen Schweinswale mit Beutefang verbringen. Auch die zum Beutefang verwendete Energie ist erhöht. Wenn eine ausreichende Energiezufuhr aufgrund zu geringer Fischdichte nicht möglich ist, bleibt den Tieren in letzter Konsequenz nur ein Ausweichen in Gewässer mit ausreichend Nahrung. So gibt es deutliche Hinweise darauf, dass die Überfischung von Hering und Makrele in den 1960er und 1970er Jahren zum Verschwinden des Schweinswals in der südlichen Nordsee beigetragen hat (Reijnders 1992).

Beide Robbenarten gelten als Nahrungsopportunisten, und es gibt starke regionale und saisonale Unterschiede in der Beutezusammensetzung. Seehunde und Kegelrobben können bei einer fehlenden Beuteart - sofern ausreichend vorhanden - auf eine andere ausweichen. Sharples et al. (2009) konnten jedoch zeigen, dass durch die Normalisierung der Altersstruktur und Größenzusammensetzung von Sandaalen nach der Schließung der Industriefischerei an der schottischen Ostküste im Jahr 2000 Seehunde vermehrt größere

Sandaale fraßen, sich die prozentuale Beutezusammensetzung bezüglich der Fischarten (ca. 70 % Sandaal) aber nicht veränderte. Da große Sandaale einen höheren Fettgehalt besitzen (Pedersen & Hislop 2001), wirkte sich die Schließung vermutlich positiv aus. Vorher mussten die Seehunde durch die starke Befischung eine höhere Anzahl von Sandaalen verzehren und dadurch mehr Zeit zum Beutefang aufwenden als in einem von der Industriefischerei unbeeinflussten Fischbestand. Entscheidend für die Fitness der Robben (und damit für den Fortpflanzungserfolg) ist auch, welche Entfernungen zwischen Liegeplatz und Nahrungshabitat überbrückt werden müssen und welche Zeit mit der Nahrungssuche bzw. Jagd verbracht werden muss. Werden also gut erreichbare Nahrungshabitate leer gefischt, ist ein Ausweichen auf eine andere Beute möglicherweise mit einer geringeren Fitness und ein Ausweichen auf andere Nahrungshabitate mit einem höheren Energieaufwand verbunden. Durch das dann ungünstigere Verhältnis zwischen Energiegewinn durch erfolgreiche Jagd und Energieverbrauch durch das Schwimmen zum Nahrungshabitat nimmt ab einer gewissen Entfernung die Effizienz des bei Robben beobachteten „Central Place Foragings“ stark ab.

Ein indirekter Effekt ergibt sich durch die selektive Entnahme großer Fische kommerziell genutzter Arten durch Fischer und Angler, da die einseitige Entnahme großer Exemplare stark in die Populationsstruktur, Resilienz und Bestandsgröße von Fischen eingreift und somit auch Folgen für das gesamte Nahrungsnetz und damit auch für Meeressäugtiere wie Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe hat (Gilles 2009).

5.5.6 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)

Schweinswale

Schweinswale sind gegenüber dem Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) durch die Berufsfischerei vor allem mit Stellnetzen (Kap. 4.2.3) empfindlich. Das Beifangrisiko für Schweinswale ist in allen Arten von Stellnetzen gegeben, jedoch ist offenbar die Maschenweite zusammen mit anderen Netzparametern ein wesentlicher Faktor (Vinther 1999). Besonders problematisch sind der genannten dänischen Untersuchung zufolge Netze mit Maschenöffnungen von 10–27 cm, die zum Fang von Steinbutt, Seehecht und Kabeljau eingesetzt werden. Auch in der Stellnetzfisherei auf Schollen werden regelmäßig Schweinswale beigefangen. Durch die dreiwandige Konstruktion mit sehr großer Maschenöffnung in den äußeren Netzblättern geht von sogenannten Trammel- oder Spiegelnetzen ebenfalls ein hohes Beifangrisiko aus (Vinther 1999). Meistens verfangen sich Schweinswale in Stellnetzen mit dem Maul oder den Flossen, was die Abhängigkeit des Beifangs von der Maschenöffnung oder dem Fischereisegment zumindest teilweise erklärt (Kastelein et al. 1995). In der pelagischen und der Grundschleppnetzfisherei wird nur selten von Schweinswalbeifängen berichtet (z. B. Lunneryd et al. 2004). Da die Datengrundlage für diese Aussage gleichzeitig gut ist, wird daraus abgeleitet, dass in der Schleppnetzfisherei kein großes Beifangproblem in Bezug auf Schweinswale besteht (ICES 2015a, 2016a).

Haelters & Camphuysen (2009) stellten eine Abhängigkeit der Beifangzahlen vom wechselnden Fischereiaufwand fest. Aber auch die Dichteverteilung von Schweinswalen spielt eine wichtige Rolle (Kindt-Larsen et al. 2016). Aktuelle Beifangzahlen liegen für die Nordsee nicht vor, da der Anteil von Observern begleiteter Fahrten auf Stellnetzkuttern nur wenige Promille beträgt und sich das Monitoring stattdessen auf die Schleppnetzfisherei konzentriert (ICES 2015a, 2016b). Auf Basis von langjährig in einer Datenbank gesammelten Beifangdaten sowie Daten aus einem dänischen Projekt mit Bord-Kameras (vgl. Kindt-Larsen et al. 2016) hat ICES (2015a, 2016b) für ein Gebiet nordwestlich von Jütland und im Kattegat sowie ein weiteres Gebiet im Ärmelkanal eine Beifangrate pro Seetag berechnet. Hochgerechnet auf den bekannten Fischereiaufwand mit Stellnetzen und Treibnetzen ergibt sich laut ICES (2015a) ein jährlicher Beifang von bis zu 2.000 Schweinswalen in der Netzfischerei der gesamten Nordsee. Die Berechnungsmethode über den Aufwand in Seetagen ist allerdings sehr unsicher, da sie nicht berücksichtigt, dass Fischereifahrzeuge Stellnetze von wenigen hundert Metern (z. B. in der Wrackfisherei, s. u.) bis zu vielen Kilometern Länge ausbringen. In der Nordsee gibt es, anders als in der Ostsee, keine Längenbeschränkung für derartige Netze. Darüber hinaus bleibt bei der Hochrechnung der Aufwand kleiner Kutter, die kein Logbuch führen müssen, unberücksichtigt. Eine weitere Quelle der Unsicherheit ist, dass das unterschiedliche Beifangrisiko in verschiedenen Netztypen (vgl. Vinther 1999) oder die räumlich-zeitliche Verteilung der Fischereien nicht berücksichtigt wurde. So konnten Kindt-Larsen et al. (2016) einen Zusammenhang zwischen der jahreszeitlich variablen Verteilung der Stellnetzfisherei und dem saisonalen Vorkommen von Schweinswalen belegen. Ein Beispiel für einen besonders starken fischereilichen Konflikt stellte bereits Vinther (1999) heraus: In der Stellnetzfisherei an Wracks oder Steinen (sog. Wrackfisherei) tritt bei hoher lokaler Schweinswalldichte und gleichzeitig hohem Fischreidruck besonders hoher Beifang auf. In der Wrackfisherei mit Stellnetzen (August bis Oktober bis 400 m Netzlänge) sowie in der Stellnetzfisherei mit Maschenöffnungen über 220 mm (z. B. Steinbuttfischerei, ganzjährig) sind zur Vermeidung von Beifängen Pinger an den Netzen von Kuttern über 12 m Länge vorgeschrieben, um Schweinswale zu vertreiben. Allerdings muss die Verwendung von Pingern auch kritisch bewertet werden, da sie bei Schweinswalen zu Vertreibungseffekten führen können (Carlström et al. 2009). Dadurch können sie auch aus den Gebieten vertrieben werden, in denen sie als Schutzgut gelistet sind. Neue Studien legen nahe, dass ein negativer Effekt auf die Populationsgröße ebenfalls nicht ausgeschlossen werden kann (van Beest et al. 2017).

Seehunde und Kegelrobben

Beifang ist eine der häufigsten anthropogenen Todesursachen von Seehunden (ca. 19 % der untersuchten Totfunde) und Kegelrobben (ca. 15 %) in der Nordsee (Osinga 2012). Bei gemeldeten Beifängen von Seehunden wurden als Netze Schollennetze, Aalreusen und "bow net" angegeben, wobei letztere Bezeichnung nicht gebräuchlich ist und somit keinem Netztyp zugeordnet werden kann. Bei Kegelrobben waren es Trammelnetz, Bügelreuse und ein verloren gegangenes Schleppnetz (Geisternetz). In Norwegen, Großbritannien, Irland und Frankreich und an der Ostküste der USA werden Kegelrobben und Seehunde regelmäßig in Stellnetzen beigefangen (Bjørge et al. 2002, Johnston et al. 2015, ICES 2015a).

In der pelagischen Schleppnetzfisherei werden regelmäßig Kegelrobben und Seehunde beigefangen (Morizur et al. 1999, Lyssikatos 2015). Für die deutsche Nordsee gibt es jedoch keine Angaben zu Beifangzahlen und betroffenen Fischereien. Allein aus der pelagischen Heringsfisherei in der Irischen und Keltischen See ist eine Schätzung bekannt. Dort werden sehr hohe Beifangraten von einer Kegelrobbe auf etwa zwanzig Hols berichtet (Morizur et al. 1999). Dabei werden regelmäßig Kegelrobben beim Fressen von Heringen in der Nähe der Kutter beobachtet. Ob sich die Kegelrobben gezielt in der Nähe der Kutter aufhalten oder lediglich dieselben Bestände nutzen, ist unbekannt. Auch aus der US-amerikanischen Grundschleppnetzfisherei sind regelmäßige Beifänge von Robben bekannt, wobei in verschiedenen Fischereien an der Ostküste etwa 2,5–11,6 mal so viele Kegelrobben wie Seehunde gefangen werden (Lyssikatos 2015). Ob auch in der Nordsee Kegelrobben ebenfalls stärker von Beifängen in der pelagischen- und Grundschleppnetzfisherei betroffen sind als Seehunde, ist indes nicht bekannt.

5.5.7 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust

Habitatansprüche von Schweinswalen bzw. aquatische Habitatansprüche von Robben zeichnen sich vor allem durch eine qualitativ und quantitativ ausreichende Verfügbarkeit von Nahrungsfischen aus (Kap. 3.6.2.1 und 0). Ihr Vorkommen ist insbesondere mit dem Auftreten von Fronten und Auftriebsgebieten mit hoher biologischer Produktion assoziiert, die in der deutschen AWZ der Nordsee durch das Relief oft mit dem Vorkommen von Riffen und Sandbänken zusammenfallen. Auch die Nähe zu Sandaalhabitaten ist eine Variable, die die Verteilung von Schweinswalen zu erklären hilft (Gilles et al. 2016). Sandaalhabitats haben auch eine besondere Bedeutung für Robben. Insofern spielen für ein „Schweinswalhabitat“ oder „Robbenhabitat“ indirekt auch ein ausgeprägtes Relief und die Korngrößenverteilung des Sediments eine Rolle (Heessen et al. 2015). Der Meeresboden ist durch die Jagdweise sowohl an der Oberfläche, in der Wassersäule als auch am Meeresboden (vgl. Santos & Pierce 2003, Linnenschmidt et al. 2013, Wisniewska et al. 2016) Teil des Schweinswalhabitats, wenn auch nur indirekt über die Räuber-Beute-Beziehung. Auch für ein „Robbenhabitat“ ist der Meeresboden durch die benthische Jagdweise Teil des Habitats, wenn auch ebenfalls nur indirekt über die Räuber-Beute-Beziehung.

Anthropogene Nutzungen können dazu führen, dass Habitats in ihrer Struktur und Funktion für marine Lebensgemeinschaften beeinträchtigt werden. Großräumige oder langanhaltende Störungen führen dazu, dass die Nutzbarkeit des Habitats nicht vollständig gewährleistet ist und das Habitat seine Funktionen für Robben nicht oder nur teilweise erfüllen kann. Auch **Störungen durch Schallemissionen** (s. Kap. 5.5.1 und 5.5.2) führen zur Habitatverschlechterung oder zum Habitatverlust, indem betroffene Bereiche von bestimmten Arten weniger oder im Extremfall überhaupt nicht mehr genutzt werden. Der **Verlust von Nahrungsressourcen** (z. B. durch Überfischung, s. Kap. 5.5.3) resultiert ebenfalls in einer Habitatverschlechterung. Diese beiden Wirkfaktoren werden auch gesondert betrachtet.

Mechanisch verursachte Lebensraum- bzw. Biotopveränderung wirkt sich auf das Gefüge des Nahrungsnetzes aus. Dazu gehören **Flächeninanspruchnahme** bzw. Überbauung, Zerstörung des Reliefs, Sedimentdegradation, Sedimentumlagerung und resultierende Trübungsfahnen oder auch großräumige oder langanhaltende Störung. Aus der Sicht von Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund sind mechanische Beeinträchtigungen des Meeresbodens z. B. durch Bagger (Kap. 4.2.7) oder grundberührende Fischereigeräte (Kap. 4.2.1) wie Baumkurren oder Scherbrettschleppnetze indirekt von Relevanz, können aber gravierende Folgen haben. Durch das Zerstören des Substratgefüges (durch Entnahme oder "Durchpflügen") wird die Bodenfauna zerstört oder gravierend und langanhaltend bzw. dauerhaft verändert. Die Regenerationszeiträume hängen von den betroffenen Substraten und Lebensgemeinschaften ab (vgl. Kap. 5.2.1). Wiederholte Beschädigungen, wie sie z. B. in intensiv mit Grundsleppnetzen oder Baumkurren befischten Meeresgebieten eintreten können, unterbinden eine Regeneration und haben eine dauerhafte Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. einen Lebensraum-/Biotopverlust zur Folge. Daraus ergeben sich für Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben indirekte Auswirkungen über die Nahrung. Da benthische Fische wie Sandaale, Dorschartige oder Plattfische eine wichtige Bedeutung für Schweinswale und Robben haben und ein Verlust fettreicher Beutefische mit negativen energetischen Konsequenzen einhergeht, sind die drei Meeressäugerarten gegenüber derartigen Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verlusten empfindlich.

5.5.8 Barrierewirkung

Durch Barrierewirkung werden Lebensräume entweder gänzlich zerschnitten oder eine großräumige Ausweichbewegung wird erforderlich, um den Austausch zwischen Meeresgebieten aufrechtzuerhalten. Zudem können Meeressäuger von wichtigen Habitats (z. B. günstigen Nahrungsgebieten) ferngehalten werden. Im Falle von „Central Place Foragern“ wie Robben kann sich das besonders nachteilig auswirken, da die Tiere auf ungestörte Migrationsräume zwischen ihren Liegeplätzen und Nahrungsgebieten angewiesen sind. Sowohl feste Bauwerke als auch lauter Unterwasserschall können prinzipiell eine Barrierewirkung entfalten. Jedoch hängt dies sehr stark von den Verhältnissen im Einzelfall ab. Bauwerke, die aufgrund ihrer räumlichen Ausdehnung als Barrieren wirken können, kommen in der deutschen AWZ der Nordsee nicht vor. Zu den möglichen

Verursachern akustischer Barrieren gehören z. B. der Schiffsverkehr (Kap. 4.1.1 und 4.1.2), Impulsrammungen beim Bau von Windparks (Kap. 0) sowie seismische Druckluftpulser (Kap. 4.2.6). Insbesondere bei kumulativ wirkenden Schallemissionen aus mehreren Schallquellen besteht die Möglichkeit einer Barrierewirkung.

Zu genauen Wanderrouen und -zeiten in der Nordsee liegen beim Schweinswal nur unzureichende Erkenntnisse vor (Kap. 3.6.1.1). Daher lassen sich akustische Barrieren nur schwer prognostizieren. Indirekt lässt sich aus dem großräumigen Meideverhalten in manchen Gebieten schließen, dass derartige Barrieren das Erreichen dieser Gebiete oder jenseits der Barriere liegender Bereiche zumindest erschweren. So weist eine negative Korrelation von Schiffsdichte und Schweinswaldichte in der südlichen Nordsee darauf hin, dass Schweinswale Schifffahrtlinien offenbar großräumig ausweichen (Herr 2009) (Kap. 5.5.2). Auch laute Schallimpulse z. B. von Impulsrammen oder seismischen Druckluftpulsern werden in einem Entfernungsbereich bis 20 Kilometer oder mehr gemieden (Kap. 5.5.1), insbesondere dann, wenn keine Schallminderungsmaßnahmen ergriffen werden. Schweinswale sind dementsprechend empfindlich gegenüber akustischen Barrieren. Die Notwendigkeit, zu jeder Zeit Zugang zu qualitativ und quantitativ ausreichend Nahrung zu haben (Kap. 3.6.1.1) und die Tatsache, dass die Nahrung nicht gleichmäßig verteilt ist, macht Schweinswale gegenüber akustischen Barrieren besonders empfindlich.

Auch zu Robben sind keine systematischen Untersuchungen bezüglich dieses Wirkfaktors bekannt. In einer Dichtemodellierung von Robben auf See (Herr et al. 2009) zeigt sich, dass die Bereiche mittlerer Robbendichte vor der Küste Schleswig-Holsteins deutlich weiter auf See herausreichen als vor der niedersächsischen Küste, wo auf Wanderungen zwischen Liegeplätzen und Nahrungsgebieten das VTG überquert werden muss (Kap. 3.6.3.2). Ob tatsächlich ein kausaler Zusammenhang zwischen geringen Robbendichten jenseits des VTG und den Lärmemissionen des Schiffsverkehrs besteht, ist nicht untersucht.

Laute Schallimpulse werden auch durch Robben in einem Entfernungsbereich vieler Kilometer gemieden (Kap. 5.5.1), insbesondere dann, wenn keine Schallminderungsmaßnahmen ergriffen werden. Auch Robben sind daher prinzipiell empfindlich gegenüber akustischen Barrieren.

5.5.9 Kollisionen

Schweinswale

Schweinswale sind für Kollisionen mit schnell fahrenden Schiffen oder Booten (Kap. 4.1.1, 4.1.2, 0 und 4.4.2) anfällig. Sie können durch Schiffsschrauben oder stumpfen Schlag verletzt oder getötet werden. Es ist möglich, dass akustische Phänomene wie die Auslöschung durch Interferenz nach der Schallreflexion an der Wasseroberfläche in Verbindung mit hohen Geschwindigkeiten die Vorhersagbarkeit der Fahrtroute für die Tiere erschweren (vgl. Laist et al. 2001).

Es sind nur wenige Kollisionen von Schweinswalen mit Schiffen nachgewiesen und es liegen – abgesehen von Einzelnachweisen (z. B. Stede 1994, Sabin et al. 2005, Camphuysen & Siemensmaa 2011) – keine systematischen diesbezüglichen Studien vor. Bei Untersuchungen der Todesursache gestrandeter Wale wird oft ein „akutes physisches Trauma unbekannter Ursache“ diagnostiziert (z. B. Sabin et al. 2005), so dass eine entsprechende Dunkelziffer bei Kollisionen besteht. Ijsseldijk et al. (2016) diagnostizierten „stumpfes Trauma“ mit Schädelbruch bzw. Blutung bei zwei im Jahr 2015 an der niederländischen Küste gestrandeten Schweinswalen (6 % der untersuchten Strandungen). Blutungen zeigen an, dass der stumpfe Schlag am lebenden Tier erfolgt ist.

Seehunde und Kegelrobben

Kollisionen von Schiffen mit Robben sind nicht systematisch untersucht. Sie können durch Schiffsschrauben oder stumpfen Schlag verletzt oder getötet werden. Oft lassen sich bei Totfunden Verletzungen nicht zweifelsfrei einer Kollision als Ursache zuordnen. Osinga (2012) gibt bei 5 % der Totfunde von Kegelrobben (3 % bei Seehunden) unbekannte Verletzung („Trauma“) als Ursache an. Dazu gehören Knochenbrüche, Blutergüsse, Organrisse etc. Ein Teil davon kann von Kollisionen stammen. Auch sind Propellerwunden bei Robben dokumentiert (Moore et al. 2013).

5.5.10 Visuelle Störungen (nur Robben)

Visuelle Störungen gehen von der Präsenz und Bewegung von Schiffen (Kap. 4.1.1 und 4.1.2) und in geringen Höhen fliegenden Flugzeugen oder Helikoptern (Kap. 4.1.3) sowie vom Vorhandensein von (sich bewegenden) Vertikalstrukturen wie OWEA (Kap. 0) aus. Schiffe, Plattformen und OWEA emittieren darüber hinaus Licht, das ebenfalls zu visuellen Störungen beitragen kann.

Visuelle Störungen können Verhaltensänderungen wie Fluchtverhalten, Verringerung des Jagdverhaltens oder Stressreaktionen auslösen. Systematische Untersuchungen zu visuellen Störungen von Robben auf See sind jedoch nicht bekannt. Ob sich Verhaltensreaktionen von an Land oder auf dem Eis ruhenden Robben übertragen lassen, ist unklar. Zu vermuten ist ein Abtauchen als Reaktion. Oft lassen sich die Auswirkungen nicht von denen gleichzeitig auftretender anderer Wirkfaktoren wie Lärm (Kap. 5.5.1–0) trennen. Die Auswirkungen auf Robben sind vermutlich abhängig von der Größe und Geschwindigkeit des visuellen Reizes, Anzahl der Lichtquellen, ihrer Intensität, ggf. Blinkfrequenz und Wellenlänge.

Visuelle Störungen über Wasser bewirken Fluchtreaktionen bei Seevögeln. Ob dies sich auch auf Robben übertragen lässt, die zum Atmen ihren Kopf aus dem Wasser heben oder gelegentlich längere Zeit aufgetaucht schwimmen, ist unklar. Als Reaktion auf tief fliegende Flugzeuge oder Helikopter wurde bei auf dem Eis ruhenden arktischen Ringelrobben in einer Entfernung von maximal 1500 m, meist jedoch nur wenigen hundert Metern, eine Fluchtreaktion in das Wasser festgestellt (Born et al. 1999). Dieser Effekt

lässt sich nicht vom Effekt des Dauerschalls an der Luft (Kap. 0) durch das Fluggerät trennen.

5.5.11 Abfalleinträge

Feste Abfälle im Meer stammen u. a. aus der Schifffahrt (Kap. 4.1.1) und der Fischerei (Kap. 4.2.1–4.2.4). Wenngleich das MARPOL-Übereinkommen die Abfallentsorgung auf See in der Nordsee untersagt, zeigen Studien einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Schifffahrt und Abfällen im Meer (DCE 2016). Da sich legale und illegale Anteile des Abfallaufkommens im Meer nicht trennen lassen, wird dieser Wirkfaktor als Begleitscheinung der Fischerei und der Schifffahrt betrachtet.

Eine Empfindlichkeit von Schweinswalen und Robben ist vor allem gegenüber großen treibenden Abfallteilen nachgewiesen, die sie verschlucken oder in denen sie sich verstricken können (z. B. Kastelein & Lavaleije 1992, Tonay et al. 2007, Bogomolni et al. 2010, Rebolledo et al. 2013). Dies kann zu Verletzung und Tod führen. An Mikroplastik können darüber hinaus Schadstoffe anhaften, die über die Nahrungskette zusammen mit den mikroskopisch kleinen Partikeln aufgenommen werden (UBA 2010).

Die Quote von Kegelrobben, die sich in einer britischen Kolonie zwischen 2004 und 2008 in Abfall verfangen hat, war mit 3,6–5 % sehr hoch. Von den 58 untersuchten Fällen wurden 64 % mit schweren Verletzungen eingestuft (Allen et al. 2012). In den Niederlanden wurde in 11 % von 107 untersuchten Mägen von Seehunden Plastikteile entdeckt. Im Niedersächsischen Wattenmeer wurden in 100 % von 19 untersuchten Stuhlproben von Seehunden und Kegelrobben Mikroplastik im Milligramm- oder Grammbereich gefunden (UBA 2013). Daraus kann abgeleitet werden, dass Abfallemissionen tatsächlich ein ernstzunehmendes Problem für Robben darstellen.

Verloren gegangene oder versenkte Reste von Schleppnetzen und Stellnetzen („Geisternetze“) sind ebenfalls dokumentiert (Deutscher Bundestag 2016c). Schweinswale und Robben sind gegenüber Geisternetzen empfindlich. Sobald der Fischer die Kontrolle über seine Netze verliert, haben diese das Potenzial, ihre Fangeffizienz und Selektivität durch Veränderungen bezüglich der Wahrnehmbarkeit (z. B. durch Bewuchs), der effektiven Maschenweite (z. B. durch Verdrehen oder Verknäulen), Verdriftung oder auch Anlockung (durch gefangenen Fisch, der als Köder wirkt) zu wandeln. An Wracks oder Steinen aufgespannte Netze werden meist dauerhaft aufgespannt und sind für Meeressäuger besonders gefährlich, da sie sich nicht verknäulen (MacFadyen et al. 2009). Gleichzeitig haben Wracks aufgrund der Attraktivität für Fische auch einen hohen Anlockungsgrad für Schweinswale und Robben. So lassen die extrem hohen Beifänge von Schweinswalen in der Stellnetzfisherei an Wracks (Vinther 1999), bei der die Netze allerdings gezielt ausgebracht werden, auf eine hohe Gefährlichkeit auch von an Wracks oder Steinen aufgespannten Geisternetzen schließen. Sogenannte Dolly Ropes sind eine Begleiter-

scheinung der Schleppnetzfisherei, die stark zur Vermüllung der Meere beiträgt.¹⁶² Diese können von Schweinswalen und Robben verschluckt werden.

5.5.12 Schadstoffeinträge

Ein großer Teil der Schadstoffe wird über Flüsse oder die Atmosphäre in die Nordsee eingetragen (OSPAR Commission 2010b). Im Bereich der Schutzgebiete zu verortende Eintragspfade für partikelgebundene, flüssige und gasförmige Schadstoffe sind vor allem die Schifffahrt und die Gewinnung von Kohlenwasserstoffen, aber auch Munitionsaltlasten und deren (unvollständige) Beseitigung durch Sprengungen. Da sich legale und illegale Anteile des Schadstoffaufkommens im Meer aus diesen Quellen nicht trennen lassen, wird dieser Wirkfaktor als Begleiterscheinung, insbesondere der Schifffahrt, betrachtet und schließt illegale Anteile mit ein.

Anthropogene Nutzungen können im Regelbetrieb eine schleichende Kontamination mit vielen verschiedenen Schadstoffen (Öl, Schwermetalle, persistente organische Schadstoffe etc.) verursachen (BSH 2009, OSPAR Commission 2010b). Die Einleitung von belastetem Scrubber-Waschwasser ist eine gängige und legale Praxis (CE Delft 2015). Bei Havarien können darüber hinaus sehr große Mengen von Schadstoffen (z. B. Öl) auf einmal freigesetzt werden. Schadstoffe können grundsätzlich von allen Meeresorganismen über die Nahrungskette (durch Adsorption gelöster Substanzen oder Filtration partikulärer Substanzen und trophischen Transfer) aufgenommen werden und sich über die Nahrungskette anreichern (z. B. lipophile organische Substanzen, Schwermetalle; BSH 2009, OSPAR Commission 2010b).

Schweinswale und Robben sind empfindlich gegenüber vielen der eingetragenen Schadstoffe (z. B. Kakuschke & Prange 2007, Jepson et al. 2016, Debier et al. 2003, Helle et al. 1976, Roos et al. 2012). Bei manchen (wie zum Beispiel vielen sprengstofftypischen Verbindungen) sind die Auswirkungen kaum untersucht, während zu persistenten organischen Verbindungen, Schwermetallen, einigen endokrin wirksamen Substanzen und Kohlenwasserstoffen eine Fülle von Untersuchungen vorliegen. Mögliche Effekte von Schadstoffen auf Meeressäugetiere sind weitreichend und lang andauernd.

Ölverschmutzungen können bei Robben das Fell verkleben sowie bei Schweinswalen und Robben akute Haut- und Augenschäden hervorrufen (Engelhardt 1983). Daneben kann das Öl verschluckt werden oder in die Atemluft gelangen. Flüchtige Bestandteile können mit der Atemluft ins Blut aufgenommen werden. Insbesondere kann Öl die Gesundheit stark beeinträchtigen, vor allem, wenn im Fettgewebe eingelagerte Kohlenwasserstoffe bei erhöhtem Energiebedarf wieder mobilisiert werden.

Robben und Schweinswale sind ebenfalls gegenüber Stoffen aus Antifoulingfarben empfindlich. TBT und seine Abbauprodukte wurden in Robben und Schweinswale gefunden (Ciesielski et al. 2004, Strand & Jacobsen 2005, Strand et al. 2005). Ein immunsuppressiver Effekt wurde an Seehundzellen nachgewiesen (Frouin et al. 2008).

¹⁶² Quelle: http://www.dollyropefree.com/the_problem; 19.07.2017

Schwermetalle akkumulieren sich über die Nahrungskette und können ebenfalls das Immunsystem von Schweinswalen und Robben schädigen (vgl. Kakuschke & Prange 2007).

PCBs sind nach wie vor in Schweinswalen und Delfinen der Nordsee in hohen Konzentrationen vorhanden und können sich negativ auf deren Fruchtbarkeit auswirken (Jepson et al. 2016). Dies gilt auch für die Robben in der Nordsee (Debier et al. 2003, Helle et al. 1976, Roos et al. 2012).

Alkylphenole aus Bohrklein (bei Bohrungen anfallendes Lockermaterial aus den durchteuften Gesteinsschichten) und Produktionswasser von Förderplattformen sind hormonell wirksame Endokrindisruptoren. D. h. sie stören das Hormonsystem und wirken sich negativ auf die Fortpflanzung sowie auf das Immunsystem aus. Dies wurde bei Wirbelloosen und Fischen nachgewiesen (Olsson et al. 1998, Porte et al. 2006). Insbesondere fischfressende Meeressäuger können durch ihre Stellung als Topprädatoren im marinen Nahrungsnetz und ihre spezielle Physiologie besonders empfindlich gegenüber endokrinen Disruptoren sein (Fossi & Marsili 2003). Diehl et al. (2012) zeigten eine Akkumulation von 4-Nonylphenol (einer Substanz dieser Substanzklasse) in Fischen und Meeressäugern. Die genauen Auswirkungen von Alkylphenolen auf Meeressäuger sind nicht untersucht. Nach dem aktuellen Kenntnisstand ist es sehr wahrscheinlich, dass diese dem Östrogen sehr ähnlichen Substanzen auch bei Meeressäugern das Immunsystem und durch Einflussnahme auf die Genexpression auch die reproduktive Fitness beeinträchtigen (Porte et al. 2006).

5.5.13 Eintrag von Neobiota

Mögliche Folgen der Einschleppung nichtheimischer Tierarten für den Schweinswal, den Seehund oder die Kegelrobbe sind bislang allenfalls indirekt und betreffen möglicherweise die Nahrungsverfügbarkeit. Aufgrund der geringen Relevanz dieses Wirkfaktors für Meeressäuger wird er nicht weiter behandelt.

5.5.14 Eintrag von Pathogenen

Viele Krankheitserreger (wie Viren, Bakterien, Pilze und parasitische Einzeller) können sowohl Menschen als auch Tiere infizieren. Meistens wird bei derartigen zoonotischen Pathogenen der Übertragungsweg vom Tier auf den Menschen betrachtet, jedoch auch die Übertragung vom Menschen auf Tiere ist möglich. In Meeressäugern wurden bislang verschiedene humanpathogene Krankheitskeime und Einzeller nachgewiesen. Einige zoonotische Bakterien und Pilze listet Higgins (2000) auf. Zur Übertragung zoonotischer Pathogene vom Menschen auf Robben und andere Meeressäuger liegen nur wenige Studien vor (z. B. Review von Fayer et al. 2004).

Nicht nur kommunale Abwässer sondern auch Schiffsabwässer stellen einen Eintragungspfad dar. Diese können unzureichend behandelt ins Meer gelangen und auf Meerestiere wirken (OSPAR Commission 2010b). Legale und illegale Einleitungen von Schiffsabwässern

lassen sich dabei nicht trennen, so dass sie als Begleiterscheinung der Schifffahrt betrachtet werden. Weiterhin werden Meeresströmungen und Nahrungsorganismen aber auch andere Meeressäuger als Vektoren vermutet (Higgins 2000, Fayer et al. 2004). Aufgrund des zoonotischen Potenzials sind Schweinswale und Robben empfindlich für verschiedene ins Meer eingetragene Pathogene. Eingeschleppte pathogene Keime und Parasiten können einen direkten Einfluss auf die Fitness von Meeressäugern haben und sogar zum Tode führen. Ein Beispiel ist der einzellige Parasit *Toxoplasma gondii*, der sich in den letzten Jahrzehnten in Meeresökosystemen ausgebreitet hat und -vermutlich über die Nahrung- auf Meeressäuger wie Wale, Robben, Otter und Eisbären übertragen wird (Dubey 2008, Dubey et al. 2008, Jensen et al. 2010, Herder et al. 2015). Bei Seehunden im Wattenmeer hat ein zoonotischer Keim, das Influenza A-Virus, vermutlich zum Tod einiger tausend Seehunde geführt (TSEG 2015b). Die Übertragungswege dieses Virus sind jedoch gänzlich unbekannt.

6. Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten

In diesem Kapitel werden über eine verbal-argumentative Analyse die Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter abgeleitet (BfN 2017, Kap. 5.3). Dies erfolgt durch die Zusammenführung der Informationen über die Ausprägungen der in den Schutzgebieten ausgeübten Nutzungen in Hinsicht auf die Intensität und die zeitliche, räumliche und technische Ausprägung (Kap. 4) sowie die spezifischen Empfindlichkeiten der dort geschützten Arten, Lebensraum- und Biotoptypen (Kap. 3) gegenüber den Wirkfaktoren dieser Nutzungen (Kap. 5). Die Auswirkungen der aktuellen Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter werden auf einer fünfstufigen Skala (s. u.) bewertet. Diese Werte geben (gebietsspezifisch) an, in welchem Maße die jeweilige Nutzung die einzelnen Schutzgüter negativ beeinflussen und somit Defizite oder Gefährdungen verursachen kann.

Häufig stehen keine schutzgebietsspezifischen Informationen zu den Auswirkungen der Nutzungen zur Verfügung.¹⁶³ Daher erfolgen die Analyse der Auswirkungen und die darauf aufbauende Bewertung hauptsächlich auf Grundlage von Empfindlichkeiten, die zwar gebietsunabhängig beschrieben wurden (Kap. 5), jedoch Gültigkeit auch für die Schutzgebiete besitzen, sowie anhand von Informationen zu Auswirkungen von Nutzungen und ihren Wirkfaktoren aus anderen Meeresgebieten. Für jede Nutzung wird im Folgenden in nutzungsspezifischen Unterkapiteln analysiert, wie stark die Auswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter sind.¹⁶⁴

Die Auswertung erfolgt auf der Ebene der einzelnen Schutzgebiete. Wo aufgrund ähnlicher Wirkmechanismen und Empfindlichkeiten möglich, erfolgt eine zusammenfassende Betrachtung der Schutzgüter (z. B. aller LRT/Biotoptypen, aller Seevögel oder aller Meeressäugerarten); die Bewertung erfolgt jedoch getrennt nach Schutzgütern. Die Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen erfolgt nutzungsbezogen.¹⁶⁵

¹⁶³ Beispielsweise können die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nicht anhand von Beobachtungen und Messungen an den dort gelegenen Windparks ermittelt werden, da die Ergebnisse aus dem bauphasen- und betriebsbegleitenden Monitoring (nach StUK 4, BSH 2013b) nicht zur Verfügung standen. Die lebensraum- und artspezifischen Erkenntnisse zu den möglichen Auswirkungen basieren daher auf Ergebnissen, die im Bereich anderer Offshore-Windparks (Degraer et al. 2013, Schröder et al. 2013, Vandendriessche et al. 2015, Stenberg et al. 2015) gewonnen wurden.

¹⁶⁴ Einen Sonderfall stellt die (Berufs)Schifffahrt dar, die auf Basis von AIS-Daten bewertet wird. Da die AIS-Daten nicht getrennt nach dem Zweck der Fahrt erfasst werden bzw. nicht getrennt nach Schiffstypen vorliegen, ist eine von anderen Nutzungen getrennte Darstellung und Bewertung nicht immer möglich. So werden z. B. die Bau- und Versorgungsschiffe für OWP über ihr AIS-System erfasst und können nicht vom übrigen Schiffsverkehr getrennt ausgewertet werden.

¹⁶⁵ Die „Schifffahrt für andere Zwecke“ (außer der Berufsschifffahrt) wird daher bezüglich ihrer Auswirkungen bei der jeweiligen Nutzung erfasst.

Unterschieden wird zwischen:

- den aktuellen Auswirkungen, die sich aus einer aktuellen Nutzung sowie der Empfindlichkeit der Schutzgüter gegenüber deren Wirkfaktoren ergibt,
- der voraussichtlichen Tendenz der Auswirkungen bei vorauszusehenden Änderungen in den Ausprägungen der Nutzung (wird nur bei einer hohen Prognosesicherheit angegeben; vgl. Kap. 4.5) und
- der potenziellen zukünftigen Änderung der Auswirkungen bei einer potenziellen (d. h. aufgrund von Erkenntnissen konkret anzunehmenden) künftigen Änderung der Ausprägung einer Nutzung. Hier ist die Prognosesicherheit mäßig (vgl. Kap. 4.5).

Die aktuellen Auswirkungen der derzeitigen Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter werden auf einer fünfstufigen Skala¹⁶⁶ bewertet (Kap. 0–6.16). Für die voraussichtliche Tendenz und potenzielle zukünftige Änderung der Auswirkungen der derzeitigen Nutzungen werden hingegen nur qualitative Einschätzungen vorgenommen (Kap. 6.17); analog wird für voraussichtliche bzw. potenzielle Nutzungen verfahren, die aktuell im Gebiet und seinem nahen Umfeld noch nicht ausgeübt werden.

Für die Ermittlung der aktuellen Gesamtauswirkungen jeder Nutzung auf alle Schutzgüter im jeweiligen Gebiet (am Ende jedes nutzungsspezifischen Unterkapitels) liefert die Summe der einzelnen aktuellen Auswirkungen über alle Schutzgüter bzw. Schutzgutgruppen einen Orientierungswert (BfN 2017, Kap. 5). Da dieser Wert von der Anzahl der Schutzgüter bzw. Schutzgutgruppen im jeweiligen Schutzgebiet abhängig ist, ist eine direkte Vergleichbarkeit zwischen den Gebieten nicht gegeben. Der Gesamtwert lässt sich aber in Beziehung setzen zu dem maximal möglichen Wert im Schutzgebiet, der sich aus der Multiplikation der Anzahl der Schutzgüter bzw. Schutzgutgruppen mit dem maximal möglichen Auswirkungs-Wert von 4 ergibt.

In Kap. 6.18 werden die Auswirkungen möglicher weiterer externer Faktoren, die die Ist-Zustände der Schutzgüter beeinflussen können (z. B. Klimawandel, Eutrophierung), analysiert. Kap. 6.19 bietet einen Überblick über die Gesamtauswirkungen aller Nutzungen auf die Schutzgüter in den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee.

Die Vorgehensweise zur Bewertung der Auswirkungen der Nutzungen ist auf die Erfordernisse im Gebietsmanagement ausgerichtet, wobei ein managementbezogener Wertmaßstab angelegt wird, u.a. indem jeweils die gesamte Nutzung in ihren derzeitigen Ausprägungen bewertet wird. Die Ergebnisse sind daher nicht mit den vorhabenbezogenen Bewertungen im Rahmen von Zulassungsverfahren vergleichbar und erlauben keine Rückschlüsse auf die Erheblichkeit der Beeinträchtigungen durch zugelassene oder zulassungspflichtige Vorhaben.

¹⁶⁶ 0 – keine bzw. vernachlässigbar, 1 – gering, 2 – mittel, 3 – stark, 4 – sehr stark

Eine Bewertung bzw. Darstellung von Auswirkungen entfällt ohne gesonderten Hinweis in folgenden Fällen:

- Die Nutzung tritt in dem Schutzgebiet nicht auf.
- In dem Schutzgebiet ist das Schutzgut nicht entsprechend der jeweiligen Schutzgebietsverordnung geschützt.
- Für den Biotoptyp liegen derzeit keine Nachweise vor (nur relevant für den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna“).
- Es handelt sich um eine mögliche weitere Defizit- und Gefährdungsursache (s. Kap. 6.18).¹⁶⁷
- Es handelt sich um die Auswirkung von Havarien (diese sind nicht quantifizierbar und hätten bei vielen Schutzgütern bei einem Eintreten sehr starke Auswirkungen, was bei einer Berücksichtigung der theoretisch möglichen Auswirkungen eine Verzerrung der Bewertung zur Folge hätte).
- Es handelt sich um illegale Tätigkeiten (zu illegale Tätigkeiten liegen keine Informationen vor). Da illegale Tätigkeiten (z. B. Abfalleinträge durch Schiffe) dennoch vorkommen, werden die möglichen Auswirkungen aber benannt.

Quellenangaben für die Ableitung der Empfindlichkeiten enthält v. a. Kap. 5; diese Quellen werden in Kap. 6 nicht vollständig wiederholt; es sei hier dazu auf die Angaben in Kap. 5 verwiesen

¹⁶⁷ Auswirkungen des Klimawandels, Eutrophierung oder Ferneinträge von Abfällen.

6.1 Berufsschifffahrt

Im Folgenden werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die Schutzgüter beschrieben und bewertet. Dabei ist zu beachten, dass die Auswirkungen der mit anderen Nutzungen verbundenen Schifffahrt hier soweit möglich nicht enthalten sind, da sie untrennbarer Bestandteil der jeweiligen Nutzung sind. Sie werden daher bei den jeweiligen Nutzungen bewertet, auch wenn die grundsätzlichen Wirkzusammenhänge die gleichen wie bei der Berufsschifffahrt sind. Eine Trennung ist in den Fällen nicht möglich, in denen keine gesonderten Angaben zu den mit der Nutzung verbundenen Schiffsbewegungen vorliegen, wie es bei dem Bau und dem Betrieb von OWP der Fall ist.

6.1.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

„Sandbänke“ und „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

NSG „Borkum Riffgrund“

Die von der Berufsschifffahrt ausgehende Freisetzung von Schadstoffen, Öl, Chemikalien und Schwermetallen ins Meer stellt die größte Gefahr für den LRT „Sandbänke“ und Biotope der „Artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ dar (Kap. 5.2.4). In kleinerem Umfang beeinträchtigen auch Ankerungen diese Biotope und ihre Arten (Kap. 5.2.1 und 5.2.6). Der Eintrag von Neobiota (Kap. 5.2.8) kann potenziell ebenfalls Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ und Biotope der „Artenreichen Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im Gebiet haben.

Von Verschmutzungen besonders betroffen sind die Sandbank- und KGS-Vorkommen im südlichen Teil des Schutzgebietes, da hier die räumlich und zeitlich stark ausgeprägte Berufsschifffahrt zu permanenten Schadstoffeinträgen führt (Kap. 4.1.1.2). Auf eine Kontamination mit Schadstoffen reagieren sowohl die für Sandbänke charakteristischen Arten *Ensis magnus* und *Ensis ensis* als auch die für KGS typischen Arten *Echinocyamus pusillus*, *Spisula elliptica*, *Pisone remota* und *Ophelia limacina* empfindlich (Kap. 5.2.4). Selbst wenn die Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen und des ökotoxikologischen Potentials aufgrund der im Schutzgebiet vorherrschenden starken Strömungen und der damit verbundenen Verdriftung gering ausfällt, können sich die eingetragenen Schadstoffmengen in einigen der Arten akkumulieren (z. B. *Ensis*). Langfristig kann es im Gebiet zu einem Verlust der besonders hohen Artenvielfalt und zu Störungen des eng verzahnten Artgefüges kommen, vor dem Hintergrund des Einflusses anderer Nutzungen sind aber Auswirkungen auf die Gemeinschaft nur schwer abzuschätzen.

Vor dem Hintergrund der hohen Schiffsichten im VTG spielt der Eintrag von Neobiota durch den internationalen Schiffsverkehr für das NSG „Borkum Riffgrund“ eine größere Rolle als für die beiden anderen NSG. Das Ausmaß möglicher Beeinträchtigungen der Benthoslebensgemeinschaften oder einzelner etablierter Arten lässt sich aber nicht quantifizieren.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt trotz der z. T. hohen Schiffsichten auf den LRT „Sandbänke“ und den Biotoptyp KGS als gering (1) bewertet, da die

Schadstoffeinträge gegenüber z. B. örtlichen Belastungen bei Einleiten noch relativ gering sind und Ankerungen nur kleine Flächen betreffen sowie nur temporäre Beeinträchtigungen hervorrufen.

NSG „Doggerbank“

Die Schiffsichte im NSG „Doggerbank“ ist sehr gering und konzentriert sich vor allem auf den südlichen und nordöstlichen Teil des Gebietes (Kap. 4.1.1.2). Sowohl Einträge von Schadstoffen als auch Störungen durch Dauerschall treten nur sehr temporär auf. Von Schädigungen der charakteristischen Benthos sowie der lebensraumtypischen Fischarten ist nicht auszugehen. Entsprechend sind die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf den LRT „Sandbänke“ als vernachlässigbar (0) einzustufen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist die Berufsschifffahrt auf Schiffsstraßen mit 1–2 Schiffen pro km²/Tag nur gering. Sie konzentriert sich v. a. auf zwei breite, in Nord-Süd Richtung verlaufende Korridore im zentralen Teil des Schutzgebietes, doch tritt auch im Umfeld des Offshore-Windparks „Butendiek“ erhöhter Schiffsverkehr auf (hier daher nicht bewertet, vgl. Kap. 6.12.1). Durch die Lage der Amrumbank außerhalb der beiden Korridore für Handelsschiffe hat die Berufsschifffahrt dort aktuell vernachlässigbare Auswirkungen (0) auf den LRT. Für KGS-Biotope, die z. T. innerhalb der beiden Schiffskorridore liegen, wird aufgrund der geringen Intensität dieser Nutzung im Gebiet von geringen Auswirkungen (1) ausgegangen.

„Riffe“

NSG „Borkum Riffgrund“

Im LRT „Riffe“ reagieren die größtenteils filtrierenden Makrozoobenthosarten intoleranter gegenüber den mit der Berufsschifffahrt einhergehenden Schadstoffeinträgen (Kap. 5.2.4). Der sehr ausgeprägte Schiffsverkehr im Verkehrstrennungsgebiet, in dem auch großflächige Riffvorkommen liegen, stellt somit für den LRT und seine charakteristischen Riffarten eine Beeinträchtigung dar, die langfristig zu einer Veränderung der Riffgemeinschaft führen kann. Hinzu kommt die durch schiffsbürtige Nährstoffeinträge vermehrte Bildung von Mikroorganismen, von denen Infektionen und Krankheiten bei höheren Rifforganismen ausgehen können. Ferner besteht durch die hohe Schiffsdichte ein besonders hohes Risiko der Einwanderung von gebietsfremden Arten, die in dem eng verzahnten Artegefüge der Riffgemeinschaft Verschiebungen bewirken können (Kap. 5.2.8). Insgesamt werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf den LRT „Riffe“ aber noch als gering (1) eingeschätzt, da keine grundsätzliche Veränderung der Gemeinschaften durch die Wirkfaktoren der Berufsschifffahrt eingetreten ist.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Insgesamt findet Berufsschifffahrt im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in vergleichsweise geringer Intensität statt, konzentriert sich aber in den mittleren und nordöstlichen Teilen des Schutzgebietes, in denen sich auch zahlreiche Riffflächen befinden (Bereich I, Kap. 4.1.1.2). Da einige der charakteristischen Riffarten sehr empfindlich gegenüber Schadstoffen reagieren, ist vermutlich schon bei bereits geringen Konzentrationen von Beeinträchtigungen innerhalb der Riffgemeinschaft auszugehen. Zudem ist die Aufwuchsfafa empfindlich gegenüber Ankerungen (Kap. 5.2.1). Insgesamt wird von geringen Auswirkungen (1) der Berufsschifffahrt auf den LRT „Riffe“ ausgegangen.

6.1.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

NSG „Borkum Riffgrund“

Adulte Finten nutzen das Schutzgebiet als Nahrungshabitat. Da Finten vergleichsweise schallempfindliche Fische sind (vgl. Kap. 5.3), ist aufgrund der räumlich und zeitlich stark ausgeprägten Berufsschifffahrt im Gebiet von einer starken Schallintensität und entsprechenden Störeinwirkungen auszugehen. Eine Meidung der stark mit Lärm belasteten Bereiche kann den Verlust von Nahrungshabitaten zur Folge haben. Hinzu kommt, dass Finten nachweislich empfindlich auf Wasserverschmutzung und visuelle Störungen reagieren, wozu der Schiffsverkehr ebenfalls beiträgt. Da aber anzunehmen ist, dass sich die Auswirkungen auf das eigentliche VTG im Süden des Gebietes beschränken, in dem der Schiffsverkehr am dichtesten ist und keine Barrierewirkung eintritt, werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf die Art als gering (1) eingestuft.

Das Flussneunauge ist im NSG „Borkum Riffgrund“ nicht als Schutzgut eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Auch das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wird von der Finte als Nahrungshabitat genutzt. Berufsschifffahrt findet gegenüber dem NSG „Borkum Riffgrund“ in geringer Intensität statt (1–2 Schiffe pro km²/Tag) und konzentriert sich v. a. in den mittleren und nordöstlichen Bereichen des Gebietes. Somit stehen der mobilen Finte im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ - anders als im NSG „Borkum Riffgrund“ - auch großflächig weniger mit Schall belastete Bereiche zur Verfügung, so dass von insgesamt vernachlässigbaren (0) Auswirkungen auf die Finte auszugehen ist.

Flussneunaugen sind v. a. in den Küstengewässern anzutreffen und kommen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nur vereinzelt vor. Beeinträchtigungen gegenüber den mit der Berufsschifffahrt verbundenen Wirkfaktoren sind sowohl für Flussneunaugen selbst als auch für ihre Wirtstiere (Hering, Kabeljau) kaum zu erwarten. Folglich ist für die Art ebenfalls von vernachlässigbaren (0) Auswirkungen der Berufsschifffahrt auszugehen.

6.1.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Trauerenten reagieren im Allgemeinen sehr empfindlich gegenüber fahrenden Schiffen, was sich in hohen Fluchtdistanzen äußert (Kaiser et al. 2006b, Schwemmer et al. 2011) und vermutlich größtenteils auf visuelle Störungen (Kap. 5.4.8) zurückzuführen ist. Infolge dieser Störungen tritt eine Barrierewirkung (Kap. 5.4.6) hinzu, da zumindest stärker befahrene Gewässer gemieden werden. Auch gegenüber den die Schifffahrt begleitenden Wirkfaktoren zeigt die Art eine hohe Empfindlichkeit, denn Müll birgt die Gefahr des Verfangens beim Tauchen (Abfallemissionen, Kap. 5.4.9), während freigesetztes Öl zur Kontamination des Gefieders und nachfolgend zum Tod führen kann (Schadstoffemissionen, Kap. 5.4.10).

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ halten sich Trauerenten ausschließlich im östlichsten Teil auf, dort aber in hoher Individuendichte. In diesem Bereich des Schutzgebietes kommt Berufsschifffahrt zwar vor, jedoch in geringerem Ausmaß als in anderen Bereichen (s. Kap. 4.1.1). Die Menge freigesetzten Abfalls und Öls ist nicht bekannt. Trotz der insgesamt hohen Empfindlichkeit gegenüber den Wirkfaktoren der Berufsschifffahrt werden wegen deren vergleichsweise geringen Umfangs im von Trauerenten bevölkerten Bereich die Auswirkungen als mittel (2) eingeschätzt.

6.1.4 Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtttaucher

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Seetaucher zeigen gegenüber fahrenden Schiffen eine starke Reaktion mit hohen Fluchtdistanzen (Bellebaum et al. 2006). Ausschlaggebender Wirkfaktor ist wahrscheinlich die visuelle Störung (Kap. 5.4.8). Stark befahrene Schifffahrtswege werden von Seetauchern gemieden (Schwemmer et al. 2011), so dass auch die Barrierewirkung (Kap. 5.4.6) relevant ist. Darüber hinaus sind Seetaucher anfällig gegenüber der Verstrickung von unter Wasser treibendem Müll, vor allem aber gegenüber Gefiederverölung.

Seetaucher sind im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ weit verbreitet. In vielen Bereichen des Gebietes tritt die Berufsschifffahrt als störende Nutzung auf. Zwar konzentriert sich die Berufsschifffahrt auf Teile des NSG (s. Abb. 37), doch kommen in verschiedenen anderen Teilen des NSG Schiffsbewegungen im Zusammenhang mit dem Betrieb von Windparks hinzu (Bewertung siehe dort). Insgesamt treten die genannten Störungen großräumig in Erscheinung, sind jedoch nicht stark. Im Hinblick auf eine Barrierewirkung ist der Schiffsverkehr vermutlich nicht intensiv genug, um die beiderseits der Korridore gelegenen Gebietsteile zu entwerten. Die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf Stern- und Prachtttaucher werden daher als mittel (2) eingeschätzt.

6.1.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Vor fahrenden Schiffen zeigen Eissturmvögel und Basstölpel keine Scheu, doch können sich vor allem Basstölpel in treibendem Müll verheddern, insbesondere beim Tauchen nach Nahrung. Beide Arten sind empfindlich gegenüber Gefiederverölung durch freigesetztes Öl. Von Schiffen ausgehende unbeabsichtigte Abfall- und Schadstoffemissionen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10) werden aber als von geringem Einfluss auf Eissturmvögel und Basstölpel angesehen. Insgesamt hat dadurch die im NSG vorhandene Berufsschifffahrt geringe Auswirkungen (1) auf Eissturmvögel und Basstölpel.

6.1.6 Auswirkungen auf Spatelraubmöwe und Skua

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Raubmöwen zeigen Schiffen gegenüber keine Scheu und weisen in Bezug auf die Wirkfaktoren im Zusammenhang mit der Berufsschifffahrt allenfalls gegenüber Schadstoffemissionen in Form von Öl eine geringe Empfindlichkeit auf (Kap. 5.4.10). Die Auswirkungen der im gesamten NSG stattfindenden Berufsschifffahrt auf Spatelraubmöwen und Skuas werden daher als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.1.7 Auswirkungen auf Tordalk und Trottellumme

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Auf sich ihrem Aufenthaltsort nähernde Schiffe reagieren Tordalken und Trottellummen häufig mit Abtauchen, gelegentlich fliegen sie auch auf (Mendel et al. 2008). Es ist anzunehmen, dass visuelle Störungen diese Fluchtreaktionen auslösen (Kap. 5.4.8). Weitere Wirkfaktoren, die Alkenvögel im Zusammenhang mit der Berufsschifffahrt betreffen, sind Abfallemissionen (wenn sich tauchende Vögel in Müllobjekten verfangen, Kap. 5.4.9) und Schadstoffemissionen (Öl, Kap. 5.4.10). Als sich fast ständig im Wasser aufhaltende Vögel sind beide Arten auch gegenüber kleineren Mengen ins Wasser gelangenden Öls empfindlich (Fleet et al. 2003).

Die Berufsschifffahrt ist zwar eine im gesamten NSG stattfindende Nutzung, doch konzentriert sich dieser Schiffsverkehr auf Teile des Gebietes (s. Abb. 37). Der Wirkfaktor „visuelle Störung“ spielt daher wohl nur lokal eine Rolle; auch die Intensität von Abfall- und Schadstoffemissionen wird als gering eingeschätzt. Daraus ergibt sich, dass die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ lebende Tordalken und Trottellummen als mittel (2) eingestuft werden.

6.1.8 Auswirkungen auf Möwen und Seeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Nähe von Schiffen wird weder von den in der deutschen Nordsee lebenden Möwen noch von Seeschwalben gemieden, so dass visuelle Störungen und Barrierewirkungen für die beteiligten Arten keine Rolle spielen (Kap. 5.4.8 und 5.4.6). Möwen und Seeschwalben können bei der Nahrungssuche vorsätzlich (bei Verwechslung mit Nahrungsobjekten) oder zufällig (z. B. beim Eintauchen ins Wasser) mit Müllobjekten in Berührung kommen und sich in diesen verfangen. Für Möwen besteht darüber hinaus die Gefahr, sich mit Öl zu kontaminieren. Angesichts der in den meisten Teilen nicht sehr intensiven Berufsschifffahrt wird die von Abfall- und Schadstoffemissionen ausgehende Gefährdung aber als unbedeutend angesehen. Für die im NSG lebenden Dreizehen-, Zwerg-, Sturm- und Heringsmöwen werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt als gering (1) eingeschätzt, für Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe wegen der geringeren Exposition gegenüber Müll und Öl als fehlend bzw. vernachlässigbar (0).

6.1.9 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf Schweinswale werden vor allem aus der Intensität der Nutzung in den Gebieten und der Empfindlichkeit gegenüber dem Wirkfaktor Dauerschall unter Wasser (Kap. 5.5.2) bestimmt. Eine Rolle spielt auch die Möglichkeit von Barrierewirkungen (Kap. 5.5.8) und physischen Lebensraumveränderungen bzw. -verlusten (Kap. 5.5.7), die vor allem das akustische Habitat (Mullet et al. 2017) von Schweinswalen betreffen. Für Robben sind daneben auch visuelle Störungen

(Kap. 5.5.10) zu berücksichtigen, da sie auf See auch regelmäßig aufgetaucht schwimmen und ein gutes Sehvermögen besitzen (Kap. 3.6.2.1 und 0).

Darüber hinaus werden für alle drei Meeressäugerarten die Wirkfaktoren Abfalleinträge (Kap. 5.5.11) und Schadstoffeinträge (Kap. 5.5.12) berücksichtigt. Einträge von Pathogenen (Kap. 5.5.13) über unzureichend geklärte Schiffsabwässer spielen ebenfalls eine Rolle. Kollisionen (Kap. 5.5.9) von schnell fahrenden Schiffen mit Meeressäugern sind als Begleiterscheinung der Berufsschifffahrt mit zu berücksichtigen, ohne dass diese quantifiziert werden können, weil bei Totfunden die Zuordnung stumpfer Traumata zu Kollisionen oft nicht eindeutig ist. Eine hohe Wahrscheinlichkeit von Kollisionen würde dabei die Bewertung der Auswirkungen verschlechtern, da es zu Individuenverlusten kommen kann und eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe und bei Robben eine hohe Bedeutung hat. Im Mortalitäts-Gefährdungs-Index ist der Schweinswal in der höchsten Kategorie (Kl. I) eingestuft, Kegelrobbe und Seehund in der zweithöchsten Kategorie (Kl. II) (Bernotat & Dierschke 2016).

Verkehrstrennungsgebieten (VTG) mit hohen Schiffsdichten kommt bei der Bewertung aufgrund der hohen Verkehrsdichte eine besondere Bedeutung zu. Der außerhalb dieser Schifffahrtsrouten gebündelt oder über eine große Fläche verteilt vorkommende Schiffsverkehr hat jedoch eine zunehmende Relevanz. In den letzten Jahren hat der bau- und betriebsbedingte Verkehr zu OWP oder anderen Offshoreinstallationen zugenommen. Um eine Doppelbewertung zu vermeiden, werden die Verkehre, denen eindeutig ein Bezug zur Offshore Windenergie zugeordnet werden kann, in Kap. 6.12.14 bewertet. Aufgrund überlappender Frequenzbereiche ist eine Maskierung tieffrequenter Kommunikationslaute von Robben (Kap. 3.6.2.1 und 3.6.2.2) durch Schiffslärm wahrscheinlich (Bagocius et al. 2014). Dieser Umstand ist von besonderer Bedeutung in Gebieten, die von Seehunden und Kegelrobben in der jeweiligen Paarungszeit zur Partnerfindung aufgesucht werden. Die Rufreviere von Seehundmännchen zur Paarungszeit im Juli liegen in der Nähe der Liegeplätze, der Nahrungshabitate und entlang der Transitrouten zu den Nahrungsrevieren (Van Parijs et al. 1997, 2000). Grenzwerte für Störungen durch Dauerschall existieren für Schweinswale und Robben jedoch nicht, so dass bei der Bewertung eine hohe Dauerbelastung oder hohe individuelle Pegel betrachtet werden. Wie bereits oben dargestellt, ist das kumulative Zusammenwirken verschiedener Wirkfaktoren Grundlage der Bewertung.

NSG „Borkum Riffgrund“

Das VTG nimmt das südliche Drittel des NSG „Borkum Riffgrund“ ein. Als Folge wird ein bedeutender Flächenanteil des Gebietes (ca. 30 %) bei ständig sehr hoher Verkehrsdichte durch die Berufsschifffahrt genutzt (Kap. 4.1.1). Dadurch verschmelzen die Schallemissionen der einzelnen Schiffe zu einer kontinuierlichen Schallkulisse, wodurch sich ein deutlich negativer Einfluss auf die akustische Habitatqualität und Nutzbarkeit des Habitats ergibt. Dieser Einfluss reicht über das VTG hinaus, so dass deutlich mehr als die genannten 30 % des Gebietes betroffen sind. Die negative Korrelation von Schiffsdichte und

Schweinswaldichte im Bereich des VTG (Herr 2009, Kap. 5.5.2) belegt zwar allein noch keine akustische Barrierewirkung, jedoch zeigt sie je nach Ausprägung des Meideverhaltens von Schweinswalen gegenüber den Schiffen das Potenzial für eine Barrierewirkung auf (vgl. Herr 2009).

Neben dieser Grundbelastung spielt die Häufigkeit individueller Schiffspassagen vor dem Hintergrund der Besonderheiten des Gehörs und der Störempfindlichkeit von **Schweinswalen** gegenüber Schiffspassagen, besonders gegenüber Schall mittlerer bis hoher Frequenzen, eine Rolle. Dadurch kann es in kurzen Abständen immer wieder zu Unterbrechungen des natürlichen Verhaltens kommen. Dieses betrifft aufgrund der großen Reichweite besonders der mittleren Frequenzen eine große Fläche, in der nahezu beständig mit Auswirkungen zu rechnen ist.

Die den Schall von Schiffen dominierenden tiefen Frequenzen haben eine sehr hohe Reichweite und sind für **Seehunde und Kegelrobben** von besonderer Bedeutung, weil diese großräumig zur Maskierung von Unterwasser-Kommunikationslauten beider Arten führen können. Ob wie bei Schweinswalen (Kap. 6.1.9) auch mittlere Frequenzen besonders zu Störungen durch die häufigen individuellen Schiffspassagen beitragen, ist nicht untersucht. Insgesamt ergibt sich durch Dauerschallemissionen in einer großen räumlichen Ausdehnung ein Störpotenzial für Seehunde und Kegelrobben, besonders im Südteil des NSG „Borkum Riffgrund“ innerhalb des Verkehrstrennungsgebietes. Für Seehunde und Kegelrobben ergibt sich eine besondere Relevanz der in diesem Bereich hohen Dauerschallbelastung zur jeweiligen Paarungszeit, da die Paarung im Wasser erfolgt und die Partnerfindung durch tieffrequente Unterwasserrufe auch im Nahrungshabitat erfolgt (Kap. 0). Vom VTG kann aufgrund der extrem hohen Schiffsdichte somit sogar eine akustische Barrierewirkung ausgehen, sofern Individuen auf unterschiedlichen Seiten des VTG akustisch isoliert werden und zusätzlich eine Querung des VTG durch eine aus dem Verhalten gegenüber anderen Dauerschallquellen abgeleiteten Vertreibungswirkung (Kap. 5.5.2) beeinträchtigt wird.

Weitere Auswirkungen der Schifffahrt auf **Schweinswale und Robben** resultieren aus den Abfalleinträgen von Schiffen, die eine Begleiterscheinung der Schifffahrt darstellen. Diese betreffen voraussichtlich das gesamte NSG, mit Schwerpunkt im Bereich des VTG und gehen einher mit der Möglichkeit des Verfangens oder Verschluckens. Auch aus dem Schiffsbetrieb resultierende Schadstoffemissionen sowie die Möglichkeit des Eintrags von Pathogenen über Schiffsabwässer wirken sich vor allem im Südteil des NSG unter Einfluss des VTG auf Schweinswale und Robben aus. Schadstoffen wirken sich oft indirekt über die Nahrung aus.

Die Bauarbeiten und Servicearbeiten an OWP haben in den vergangenen Jahren zu einem starken Anstieg des Schiffsverkehrs im Schutzgebiet geführt, der sich generell ähnlich auswirkt. Er ist zwar weitgehend auf das von Süd nach Nord durch das Gebiet verlaufende Vorranggebiet Schifffahrt in einem breiten Korridor konzentriert, zweigt aber von diesem auch in Richtung NNW und NNO ab. Im Jahr 2014 lag die mittlere Schiffsverkehrsdichte in diesem Korridor bei 2–5 Schiffen pro km² und Tag mit stark zunehmender Tendenz. Im Osten des Gebietes findet weiterer OWP Serviceverkehr statt (Abb. 38,

Kap. 4.1.1.2). Insbesondere Crewtransportfahrzeuge fahren mit hohen Geschwindigkeiten, woraus eine hohe Störfunktion und eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Kollisionen abgeleitet werden. Durch die räumliche Verteilung dieses Offshore-Verkehrs ist die belastete Fläche größer, aber die Häufigkeit bzw. Dauer der Auswirkungen geringer als bei einer starken Konzentrierung des Verkehrs wie im VTG. Die Auswirkungen der Crewtransport- und Servicefahrzeuge durch Abfälle und Schadstoffe sind vermutlich geringer als aus der internationalen Frachtschiffahrt, da kein Schweröl verwendet wird und das Abfallmanagement an Bord i. d. R. im Rahmen der Genehmigungen vorgeschrieben und daher besser organisiert ist. Die Bewertung des Schiffsverkehrs im Zusammenhang mit OWP erfolgt in Kap. 6.12.14.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschiffahrt im NSG „Borkum Riffgrund“ auf Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben als sehr stark (4) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Das NSG „Doggerbank“ liegt abseits von stark frequentierten Wasserstraßen. Es lassen sich zwei ca. 5–20 km breite Bereiche mit leicht erhöhter Schiffsichte in Nord-Süd-Richtung sowie ein in Ost-West-Richtung durchquerter Bereich feststellen (Kap. 4.1.1). Störungen durch den Dauerschall individueller Schiffspassagen sind daher nur temporär (Kap. 5.5.2). Die Intensität weiterer, mit der Berufsschiffahrt einhergehender Wirkfaktoren (s. o.) ist nur gering. Insgesamt werden daher die Auswirkungen der Berufsschiffahrt auf **Schweinswale** mit (1) „gering“ bewertet.

Bei den Robben ist im NSG „Doggerbank“ nur der Seehund Schutzgut, dessen Dichte hier jedoch sehr gering ist. Aufgrund der großen Küstenentfernung ist die Bedeutung als Paarungsgebiet für Seehunde wohl nur gering. Daher und aufgrund der vergleichsweise geringen Nutzung durch die Berufsschiffahrt werden die Auswirkungen der Berufsschiffahrt auf **Seehunde** als gering (1) bewertet.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Berufsschiffahrt findet nur in Teilen des Gebietes (s. Abb. 37) statt. Daher ist von den möglichen Auswirkungen auch nur ein Teil des Gebietes in vergleichsweise geringer bis mittlerer Schiffsverkehrsdichte betroffen. Die Auswirkungen der Berufsschiffahrt auf **Schweinswale** im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden daher als mittel (2) bewertet. Seit 2014 ist eine starke Zunahme des Verkehrs mit Bau- und Servicefahrzeugen von List, Havneby und Esbjerg sowie Helgoland zu den innerhalb, südlich und nordwestlich des NSG gelegenen Offshore-Windparks zu verzeichnen (Abb. 38, Kap. 4.1.1). In Abhängigkeit von der Verkehrsbündelung treten dort hohe Schiffsverkehrsdichten von 15–20 Schiffen pro km² und Tag auf. Für Crewtransport- und Servicefahrzeuge gilt im Übrigen das bereits für das NSG „Borkum Riffgrund“ Dargestellte. Die Bewertung des Schiffsverkehrs im Zusammenhang mit OWP erfolgt in Kap. 6.12.14.

Alle Schiffe verursachen hohe Dauerschallbelastungen im tiefen Frequenzbereich, schnelle Schiffe erzeugen durch Kavitation besonders starke breitbandige Schallemissionen. Von den Dauerschallemissionen der Schifffahrt ist v. a. der tiefe Spektralanteil, der sich besonders weit ausbreitet, für **Robben** von Bedeutung, da dieser zu Maskierung der Kommunikationslaute führen kann (Kap. 0). Damit sich die Geschlechtspartner finden, spielt die Wahrnehmung der Paarungsrufe eine wichtige Rolle. Die Rufreviere der Seehundsmännchen zur Paarungszeit im Juli liegen in der Nähe der Liegeplätze, den Nahrungshabitaten und entlang der Transitrouten zu den Nahrungsrevieren (Van Parijs et al. 1997, 2000). Ähnliches gilt für die Kegelrobbe, deren Paarungszeit im Winter liegt. Aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes als Nahrungsrevier ist dementsprechend auch eine hohe Bedeutung als Paarungsrevier möglich. Allerdings gibt es bislang keine Untersuchungen, wo genau die Paarungsreviere der an der schleswig-holsteinischen Küste vorkommenden Seehunde und Kegelrobben liegen. Bezüglich der Auswirkungen von Abfällen, Schadstoffen und Kollisionen gilt das für den Schweinswal Dargestellte entsprechend.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf **Robben** im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als mittel (2) bewertet.

6.1.10 Gesamtauswirkungen der Berufsschifffahrt

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 59). Außerdem erfolgt eine schutzgut-übergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 59: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Dargestellt sind für jedes Gebiet die Bewertungen der aktuellen Auswirkungen, die sich aus der aktuellen Ausprägung der Nutzung im Gebiet und der Empfindlichkeit der Schutzgüter ergeben.

Aktuelle Auswirkungen: 0 keine bis vernachlässigbar; 1 gering; 2 mittel; 3 stark; 4 sehr stark; - keine Nutzung; /: kein Schutzgut; x: Nutzung kommt vor, Bewertung entfällt

Die Gesamtauswirkungen sind die Summe aller Einzelwerte für die LRT, Biotoptypen und Schutzgutgruppen der Arten (blau hinterlegte Zeilen). Die Auswirkungen auf eine Schutzgutgruppe von Arten entsprechen dabei dem höchsten Wert innerhalb der Gruppe.

BRg – NSG „Borkum Riffgrund“, Dgb – NSG „Doggerbank“, Syl – NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	0	0
-	Riffe	1	/	1
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	1
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0
	Finte	1	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		0
Benthosfresser	Trauerente	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Wassersäulenfresser	Sterntaucher	/	/	2
	Prachtttaucher	/	/	2
	Basstöpel	/	/	1
	Tordalk	/	/	2
	Trottellumme	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	1
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	1
	Zwergmöwe	/	/	1
	Sturmmöwe	/	/	1
	Heringsmöwe	/	/	1
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wale	Schweinswal	4	1	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4	1	2
Robben	Kegelrobbe	4	/	2
	Seehund	4	1	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4	1	2
Gesamtauswirkungen		12 von 24	2 von 12	11 von 36

6.2 Freizeitschifffahrt

Im NSG „Doggerbank“ findet praktisch keine Freizeitschifffahrt mit Motor- und Segelbooten statt. Auch in den beiden küstennäheren NSG findet Freizeitschifffahrt nur in sehr geringem („Borkum Riffgrund“) bzw. geringem („Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“) Umfang statt (Kap. 4.1.2). Auch wenn bei einigen Schutzgütern, v. a. Vogelarten, Empfindlichkeiten gegenüber den Wirkfaktoren der Freizeitschifffahrt (s. Tab. 58) vorliegen, so sind die durch die Wirkfaktoren der Freizeitschifffahrt hervorgerufenen Auswirkungen für alle Gebiete und Schutzgüter als vernachlässigbar (0) zu bewerten. Eine gesonderte Darstellung der Gebiete sowie eine tabellarische Darstellung entfallen daher.

6.3 Ziviler Flugverkehr

Ziviler Flugverkehr findet zumeist in so großer Höhe über dem jeweiligen Schutzgebiet statt, dass die Schutzgüter nicht beeinträchtigt werden. Allerdings fliegen sowohl Helikopter als auch Kleinflugzeuge in deutlich geringerer Höhe, so dass bei einigen Vogelarten, am stärksten ausgeprägt bei Trauerenten, vermutlich im Zusammenhang mit dem Wirkfaktor „visuelle Störung“ (Kap. 5.4.8) Fluchtreaktionen (Auffliegen, Abtauchen) möglich sind. In Bezug auf das gesamte NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ bzw. auf die Aufenthaltsgebiete der Seevögel ist das Ausmaß solcher Störungen aber gering.

Auch Robben können dadurch gestört werden (vgl. Born et al. 1999), es ist aber zu berücksichtigen, dass die Reaktionszone nur wenige hundert Meter groß und die Dichte von Robben in den NSG relativ gering ist. Schweinswale werden weniger gestört, da sie, anders als Robben, den Kopf nicht aus dem Wasser stecken und der durch Dauerschall unter Wasser betroffene Bereich durch die bei flachen Eintrittswinkeln starke Reflexion des Motorenlärms an der Wasseroberfläche räumlich begrenzt ist (Richardson et al. 1995).

Die charakteristischen bzw. lebensraumtypischen Arten (Benthos und Fische) und die FFH-Arten der Fische werden durch den im Wasser nur gedämpften und durch die starke Reflektion des Schalls an der Wasseroberfläche bei Einfallswinkeln, die $> 13^\circ$ von der Senkrechten abweichen (Richardson et al. 1995), nur kurzzeitig wahrnehmbaren Schall nicht beeinträchtigt.

Die Auswirkungen des zivilen Flugverkehrs auf alle Schutzgüter werden aus den genannten Gründen als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft. Eine gesonderte Darstellung der Gebiete sowie eine tabellarische Darstellung entfallen daher bis auf die Darstellung der Gesamtauswirkungen der Nutzungen in den NSG in Kap. 6.19. Die Auswirkungen des mit dem Bau und Betrieb von OWP verbundenen Flugverkehrs werden in Kap. 6.12 behandelt.

6.4 Berufsfischerei: Grundberührende Fischerei¹⁶⁸

6.4.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Durch die grundberührende Fischerei sind im Wesentlichen die benthischen Fischarten wie Scholle und Seezunge betroffen. Diese gehören zu den Nahrungsfischen von Seevögeln und Meeressäugtieren (Kap. 5.5.5). Durch die Grundberührung v. a. von Baumkurren kommt es zu einer Beeinträchtigung von Sedimenten, Morphologie und Makrozoobenthos (Kap. 5.2.1 und 5.2.3). Geringe Beeinträchtigungen sind für die bodenlebenden lebensraumtypischen Fischarten durch den mit dem Schiffsverkehr einhergehenden Dauerschall unter Wasser (Kap. 5.2.6), visuelle Störungen (Kap. 5.2.12 und 5.4.8), Abfalleinträge (Kap. 5.2.5 und 5.4.9) und Schadstoffeinträge (Kap. 5.2.4 und 5.4.10) zu erwarten.

„Sandbänke“ und „artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ findet grundberührende Fischerei in nur sehr geringem Umfang statt (v. a. Grundscheppnetzfisherei, aber auch Scherbrett-Grundscheppnetzfisherei und Waden(Seine)fisherei, vgl. Kap. 4.2.1.2). Die fischereiliche Belastung der benthischen Lebensgemeinschaften im LRT „Sandbänke“ und den mit ihm assoziierten KGS-Flächen ist daher in diesem Gebiet vergleichsweise gering. Die grundberührende Fischerei schädigt v. a. die gegenüber physischer Einwirkung besonders empfindlich reagierenden langlebigen Epifauna-Arten (z. B. Seeigel) und strukturbildenden Arten (z. B. Bäumchenröhrenwurm) (Bergman & van Santbrink 2000a). Für diese Arten führt bereits eine einmalige jährliche Befischung mit Grundscheppnetzen zu einer deutlichen Reduzierung ihrer Population (Schröder et al. 2008).

Die Mehrheit der charakteristischen Arten im LRT „Sandbänke“ und im Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ gehört allerdings kleinen Arten der Infauna an, die zwar durch das Schleppen des Geschirrs beeinträchtigt werden, aber durch ihr hohes Regenerationspotential gestörte Flächen rasch wiederbesiedeln. Gemeinsam mit einer geringen Sensitivität gegenüber Sedimentbedeckung und Trübungsfahnen (Kap. 5.2.2) sind diese Arten verhältnismäßig unempfindlich gegenüber physischen Störungen des Meeresgrunds und erholen sich in dynamischen Sandgebieten, wie auch dem Borkum Riffgrund, innerhalb weniger Monate (Tillin & Tyler-Walters 2014).

Zielarten der grundberührenden Fischereien im Gebiet sind Sandaale (*Ammodytes* spp.), die mit Scherbrettnetzen mit kleinen Maschenöffnungen insbesondere im zentralen Teil des Schutzgebietes gefangen werden. Der Oberflächen-Impact (Surface Impact of gear Footprint) beträgt für dieses Fanggerät nach Eigaard et al. (2015) 97 %. Dieser „Footprint“

¹⁶⁸ Alle Formen der Fischerei sind durch die Verwendung von Sonargeräten zur Erkundung des Untergrundes bzw. zum Auffinden von Fischen mit Impulsschall im Wasser verbunden. Dieser Wirkfaktor wird jedoch vor dem Hintergrund der Auswirkungen der anderen Wirkfaktoren als von geringer Bedeutung eingestuft und daher nicht gesondert betrachtet.

und die kleinen Maschenöffnungen bei dieser Form der Fischerei (< 16 mm bzw. 16–31 mm¹⁶⁹) tragen zu relativ hohen Beifängen aus untermaßigen Jungfischen und benthischer Epifauna (Seesterne, Seeigel) bei.

In der Gesamtschau werden aber aufgrund der vergleichsweise geringen Nutzungsintensität im Gebiet und des dadurch bestehenden Regenerationspotentials sowohl für den LRT „Sandbänke“ als auch den Biototyp „KGS“ die Auswirkungen dieser Nutzung als mittel (2) eingeschätzt.

NSG „Doggerbank“

Die gesamte Schutzgebietsfläche wird vergleichsweise intensiv und flächendeckend mit kleinen und großen Baumkurren, Grundschieppnetzen und Wadennetzen befischt (Kap. 4.2.1.2). Durch die wiederkehrenden und großflächigen physischen Störungen des Meeresgrunds werden die Habitatstrukturen und benthischen Lebensgemeinschaften des LRT „Sandbänke“ auf der gesamten Fläche intensiv und dauerhaft beeinträchtigt (Kap. 5.2.1). Gegenüber dem NSG „Borkum Riffgrund“ ist in diesem Schutzgebiet bei derzeitiger Befischungsintensität und -frequenz von keiner zwischenzeitlichen Erholung der Benthosgemeinschaften auszugehen. Vielmehr kommt es zu gravierenden Veränderungen der Benthosgemeinschaft, indem große und langlebige Arten verschwinden und die Gemeinschaft von kleinen opportunistischen Arten und Aasfressern dominiert wird. Weiter sind Störungen der biologischen Stoffflüsse und des gesamten Nahrungsnetzes zu erwarten (de Juan et al. 2007, Reiss et al. 2009).

Zielarten der grundberührenden Fischerei im Gebiet sind die für den LRT „Sandbänke“ charakteristischen Sandaale. Neben den durch grundberührende Fischerei induzierten Bestandsrückgängen führt die intensive und gezielte Entnahme dieser v. a. benthosfressenden Art zu Störungen im Nahrungsnetzgefüge des LRT. Die Befischung der Sandaale erfolgt mit Baumkurren und kleinmaschigen Scherbrettnetzen, die, verbunden mit relativ hohen Beifängen aus untermaßigen Jungfischen und benthischer Epifauna (Seesterne, Seeigel), zu Veränderungen der Benthosgemeinschaft in Richtung einer Aasfressergemeinschaft und des Nahrungsangebotes für andere bodenlebende Fischarten und Seevögel führen können (Kap. 5.2.3). Eine hohe Beifangsterblichkeit besteht darüber hinaus für die im Gebiet auftretenden gefährdeten Hai- und Rochenarten (Kap. 3.4.4) (Narberhaus et al 2012).

Daraus ergibt sich im NSG „Doggerbank“ eine sehr starke Auswirkung (4) der grundberührenden Fischerei auf den LRT „Sandbänke“.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In diesem Schutzgebiet wird insbesondere der östliche Teil, in dem auch die Amrumbank und kleinräumig Sedimente des nach § 30 BNatSchG geschützten Biototyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ lokalisiert sind, intensiv und flächendeckend mit

¹⁶⁹ Quelle: www.ices.dk; 10.05.2017

kleinen Baumkurren und Grundscheppnetzen befischt (Kap. 4.2.1.2). Ausgehend von der hohen Empfindlichkeit beider Biotoptypen gegenüber regelmäßiger physischer Störung des Meeresgrunds (s. o.) und der ge- bzw. ungezielten Entnahme von Fisch- und Makrozoobenthosarten sind die typischen Strukturen und das lebensraumtypische Arteninventar beider Biotoptypen durch den hohen Fischereidruck sehr stark beeinträchtigt. Durch die anhaltenden und häufig wiederkehrenden Störungen verbleibt die Makrozoobenthos-Gemeinschaft in einem frühen Sukzessionsstadium, in dem kleine, sich schnell und zahlreich reproduzierende Taxa dominieren. Darüber hinaus gehen wichtige Nahrungsressourcen für die in diesem Schutzgebiet lebensraumtypischen Trauerenten verloren, die sich von den hier in vergleichsweise geringer Wassertiefe vorkommenden Muscheln ernähren. Der sich dadurch verändernde Einfluss der Trauerente auf die Benthoszönose ist bei der Bewertung der Auswirkungen auf den LRT ebenfalls zu berücksichtigen, während der Wegfall der Nahrungsressourcen in Kap. 6.4.3 bewertet wird. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei werden sowohl für den LRT „Sandbänke“ als auch den Biotoptyp „KGS“ als sehr stark (4) eingestuft.

„Riffe“

NSG „Borkum Riffgrund“

Während die Riffe im südlichen Teil des Schutzgebietes weitestgehend unbeeinträchtigt von grundberührender Fischerei sind, findet auf den Riffflächen im zentralen Teil des Schutzgebietes grundberührende Waden(Seine)fischerei statt (Kap. 4.2.1.2).

Bei dieser Art von Fischerei, bei der eine vergleichsweise große Fläche pro Stunde befischt wird (2,6 km² h⁻¹, Eigaard et al. 2015), besteht ein besonders hohes Risiko in der Beeinträchtigung des LRT beim Einholen der Seile zum Schließen des Netzbeutels (Rijnsdorp 2015). Dabei kann es zu Beschädigung und Verlust rifftypischer Strukturen oder aufsitzender Arten kommen. Besonders die rifftypischen fragilen Epifaunaarten *Alcyonium digitatum* und *Echinus esculentus* werden vermutlich durch die Wadenbildung zumeist letal beschädigt. Das Fischen über den Riffen kann darüber hinaus zu einer un- bzw. gezielten Entnahme wichtiger Prädatoren (z. B. Kabeljau) von Benthosorganismen führen, was u. U. zu einer Verschiebung des Artgefüges der benthischen Riffgemeinschaften führen kann.

Aufgrund der aktuell kleinräumigen und geringen Ausprägung der Nutzung im Gebiet werden die Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ als mittel (2) eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Aufgrund fehlender grundberührender Fischereien in den westlichen Riffgebieten ist hier von fischereilich relativ unbeeinträchtigten Riffen und benthischen Populationen auszugehen. Die nordwestlichen und südöstlichen Riffgebiete werden dagegen regelmäßig und z. T. sehr intensiv durch kleine Baumkurren und Scherbrettnetze befischt (Kap. 4.2.1.2), so dass hier von beeinträchtigten Habitatstrukturen und reduzierten Riffpopulationen

auszugehen ist. Die stärkste Beeinträchtigung durch diese Fischereiformen besteht dabei in der Schädigung und dem Verlust der nicht regenerierbaren Riffstrukturen (s. o.). Darüber hinaus kann auch in diesem Schutzgebiet die un- bzw. gezielte Entnahme charakteristischer Arten des LRT „Riffe“ (v. a. Arten, die hohe Trophiestufen einnehmen, z. B. Kabeljau) erfolgen, was u. U. zu einer Verschiebung des Artgefüges und der Nahrungsbeziehungen der benthischen Riffgemeinschaften führen kann. Aufgrund der z. T. sehr hohen Befischungsintensität wird für die grundberührende Fischerei von sehr starken Auswirkungen (4) auf den LRT „Riffe“ ausgegangen.

6.4.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

NSG „Borkum Riffgrund“

Neben der selektiven Entnahme der fischereilichen Zielarten selbst bestehen negative Auswirkungen der grundberührenden Fischerei vor allem in der Tötung von Fischen, auf die die Fischerei selbst nicht abzielt. Der überwiegende Teil solcher Nichtzielarten stirbt und wird als Beifang wieder über Bord geworfen.

Durch ihre pelagische Lebensweise ist die Finte generell durch grundberührende Fischerei weniger betroffen als durch Fischerei mit Schleppnetzen. Als Nichtzielart wird sie gegenüber anderen Heringsartigen (wie Hering, Sprotte) nicht kommerziell befischt. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Finte werden somit als gering (1) eingestuft.

Das Flussneunauge ist im NSG „Borkum Riffgrund“ kein Schutzgut.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Wie im NSG „Borkum Riffgrund“ nutzen Finten das Gebiet als Nahrungshabitat, treten aber nur vereinzelt auf. Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines durch grundberührende Fischerei induzierten Bestandsrückganges durch den Beifang von Finten ist sehr gering, die Auswirkungen sind als gering (1) einzustufen.

Flussneunaugen haben eine wesentlich höhere Überlebenswahrscheinlichkeit als Finten, wenn sie als Beifang an Bord gelangen. Da adulte Flussneunaugen aber parasitisch an größeren Fischen leben, spielt für sie der Zustand der Wirtspopulationen eine große Rolle. Die Überfischung des Nordsee-Kabeljaubestandes (ICES 2017b) kann die Anzahl der zur Verfügung stehenden Wirtsfische stark verringern. Indirekt wird dadurch auch die Fitness der Neunaugen im Gebiet möglicherweise beeinträchtigt. Derzeit treten Neunaugen allerdings nur vereinzelt im Gebiet auf. Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines durch Fischerei induzierten weiteren Bestandsrückganges wird daher ebenfalls als relativ gering eingestuft, die Auswirkungen sind in Folge dessen ebenfalls als gering (1) einzustufen.

6.4.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die grundberührende Fischerei wirkt hauptsächlich in zweierlei Weise auf Trauerenten ein. Zum einen sorgen die beteiligten Fischereifahrzeuge für visuelle Störungen (Kap. 5.4.8), die das Aufliegen der rastenden Vögel bewirken. In intensiv befischten Gebieten kommt hier die Barrierewirkung hinzu (Kap. 5.4.6), während die Empfindlichkeiten gegenüber der von dieser Art der Schifffahrt ausgehenden Abfall- und Schadstoffemissionen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10) eine untergeordnete Rolle spielen. Als zweiter gravierender Wirkfaktor ist der Fang von Nicht-Zielarten zu nennen, der bei der grundberührenden Fischerei zusammen mit der physischen Störung des Meeresbodens das Nahrungsangebot, bestehend aus den im Sediment lebenden Muscheln, negativ beeinflusst (Kap. 5.2.3).

Da die Intensität der grundberührenden Fischerei v. a. mit kleinen Baumkurren (Krabbenfischerei) im von Trauerenten bevölkerten Teil des Schutzgebiets zu der höchsten in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee gehört (Abb. 41), werden die Auswirkungen der Nutzung auf diese Art als stark (3) eingestuft, auch wenn die Intensität noch hinter derjenigen im östlich angrenzenden SPA „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ zurückbleibt.

6.4.4 Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtttaucher

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Aufgrund der gegenüber Schiffen gezeigten Scheu sind auch die von Fischereifahrzeugen ausgehenden visuellen Störungen (Kap. 5.4.8) und die damit zusammenhängende Barrierewirkung (Kap. 5.4.6) als beeinträchtigende Faktoren für Seetaucher zu berücksichtigen. In kleinerem Umfang sind in diesem Zusammenhang auch Abfall- und Schadstoffemissionen zu nennen, die zum Verfangen in Müllobjekten beim Tauchen oder zu Gefiederverölung führen können (Kap. 5.4.9 und 5.4.10). Die grundberührende Fischerei beeinflusst aber auch die Ernährung der Seetaucher. Die der Meeresumwelt entnommenen Kleinfische stehen den Vögeln nicht mehr als Nahrung zur Verfügung, auch können Trübungsfahnen das Vorkommen potenzieller Beutefische reduzieren (Westerberg et al. 1996). Darüber hinaus ist es möglich, dass Trübungsfahnen das Erbeuten kleiner Fische erschweren (Kap. 5.4.11).

Sowohl das Vorkommen von Seetauchern als auch die Ausübung der grundberührenden Fischerei erstrecken sich nahezu über das gesamte NSG, intensiv wird aber nur der östliche Teil des NSG befischt. Die meisten der genannten Wirkfaktoren betreffen nur die unmittelbare Präsenz von fischenden oder fahrenden Schiffen. Da deren Anzahl begrenzt ist, werden stets nur Teilbereiche des NSG von ihnen beeinflusst. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Seetaucher werden daher als mittel (2) eingestuft.

6.4.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Abgesehen von Begleiterscheinungen der mit der Fischerei verbundenen Schifffahrt (Abfall- und Schadstoffemissionen) bringt die grundberührende Fischerei Eissturmvögeln im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ keine Nachteile, so dass die Auswirkungen dieser Nutzung als fehlend bis vernachlässigbar (0) einzustufen sind, auch im Falle einer verstärkten Ausübung.

6.4.6 Auswirkungen auf Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die grundberührende Fischerei hat in verschiedener Hinsicht negative Auswirkungen auf die im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ lebenden Basstölpel. Zum einen wird die Nahrungssuche der Vögel beeinträchtigt, indem potenzielle Beutefische weggefangen oder deren Lebensräume durch physische Störung des Meeresgrunds beeinträchtigt werden (Kap. 0, 5.4.4 und 5.4.5). Auch kann der Beuteerwerb durch Trübungsfahnen, welche das Entdecken und Fangen von Fischen in der Wassersäule erschweren, betroffen sein (Kap. 5.4.11). Gravierende Auswirkungen haben Abfallemissionen, die von der Fischerei ausgehen. In Müllobjekten, vor allem aber Netzresten können sich Basstölpel beim Stoßtauchen leicht verfangen. Netzreste werden darüber hinaus von Basstölpeln aktiv eingesammelt und u. a. auf Helgoland, von wo aus die Brutvögel das Schutzgebiet aufsuchen, als Nistmaterial verwendet. Dies führt zum Tod zahlreicher Alt- und Jungvögel, die sich in den Netzresten verheddern oder strangulieren, wodurch der Bruterfolg deutlich vermindert wird (Dierschke et al. 2011, Dierschke 2015, Guse et al. 2015). Bei den Netzresten in den Basstölpelnestern handelt es sich zum Teil um Scheuerschutzfransen, die aus der Fischerei mit Grundschleppnetzen stammen (Kap. 5.4.9).

Aufgrund von großflächiger Überlappung der Verbreitung von Basstölpeln und grundberührender Fischerei im NSG werden die Auswirkungen dieser Nutzung als stark (3) eingeschätzt.

6.4.7 Auswirkungen auf Spatelraubmöwe und Skua

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die von der grundberührenden Fischerei im Schutzgebiet ausgehenden Wirkfaktoren stellen für Raubmöwen nahezu keine Beeinträchtigung dar. Allenfalls besteht ein geringes Risiko, sich mit freigesetztem Öl zu kontaminieren (Kap. 5.4.10). Indirekt werden Raubmöwen dadurch beeinflusst, dass das Nahrungsangebot der von ihnen kleptoparasitierten Seevögel vermindert wird. Dies dürfte aber wegen der hohen Mobilität von Raubmöwen keine große Rolle spielen. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Spatelraubmöwe und Skua werden daher als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.4.8 Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei Alkenvögel gibt es auf verschiedene Weise ein Konfliktpotenzial hinsichtlich der von der grundberührenden Fischerei ausgehenden Wirkfaktoren. Gegenüber fahrenden Schiffen reagieren sie häufig mit Abtauchen, mitunter auch mit Auffliegen (Mendel et al. 2008, Kap. 5.4.8). Somit stellt allein die Präsenz von Fischereifahrzeugen eine Störung dar. Zudem gehen von diesen Schiffen Abfall- und Schadstoffemissionen aus, gegenüber denen Tordalken und Trottellummen empfindlich sind, weil sie sich in Müllobjekten verfangen können (Kap. 5.4.9) und bei freigesetztem Öl ein hohes Risiko der Gefiederverölung mit oft nachfolgendem Tod besteht (Kap. 5.4.10). Auch das Fischen mit grundberührenden Netzen beeinflusst bei dieser Nutzung die Alkenvögel in negativer Weise. Kleine Fische werden der Meeresumwelt direkt entnommen und stehen damit nicht mehr als Nahrung zur Verfügung. Zusätzlich wird das Nahrungsangebot dadurch verschlechtert, dass die Lebensräume kleiner Fische am Meeresgrund physisch gestört werden. Beides ist besonders im Hinblick auf die intensive Befischung von Sandaalen und Sprotten zu sehen, die zumindest für Trottellummen wichtige Nahrungstiere sind (Grunsky-Schöneberg 1998, Sonntag & Hüppop 2005). Es erscheint darüber hinaus möglich, dass von der grundberührenden Fischerei ausgehende Trübungsfahnen den Beuteerwerb stören (Kap. 5.4.11).

Das Vorkommen der Alkenvögel und die Ausübung der grundberührenden Fischerei überlappen sich im gesamten NSG, auch wenn Fischereifahrzeuge nicht gleichzeitig in allen Bereichen im Einsatz sind. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Tordalken und Trottellummen werden folglich als stark (3) eingeschätzt.

6.4.9 Auswirkungen auf Dreizehenmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Gegenüber Schiffen zeigen Dreizehenmöwen keine Scheu, doch besteht eine hohe Empfindlichkeit gegenüber freigesetztem Öl und in geringerem Ausmaß die Gefahr des Verfangens in Müllobjekten, so dass die Wirkfaktoren Schadstoff- bzw. Abfallemissionen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10) im Hinblick auf Auswirkungen der grundberührenden Fischerei zu berücksichtigen sind. Besonders stark ist der Einfluss dieser Nutzung auf das Nahrungsangebot, da die von Dreizehenmöwen bevorzugt aufgenommenen Kleinfische, darunter vor allem Wittlinge, Sandaale und Sprotten (Markones et al. 2009), stark befischt werden (s. auch Kap. 0). Zusätzlich unter Druck steht dieses Nahrungsangebot durch den physischen Verlust des Meeresbodens beim Grundschiepen (Kap. 5.4.5). In der Nordsee gelten Dreizehenmöwen besonders gegenüber der Verfügbarkeit von Sandaalen als sehr empfindlich hinsichtlich des Bruterfolgs (Furness & Tasker 2000, Frederiksen et al. 2008b).

Da es eine starke räumliche Überlappung zwischen dem Vorkommen von Dreizehenmöwen und der Ausübung der grundberührenden Fischerei gibt, werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf die Art als stark (3) eingeschätzt.

6.4.10 Auswirkungen auf Möwen (ohne Dreizehenmöwe)

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Gegensatz zur Dreizehenmöwe (s. Kap. 6.4.9) sind die anderen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ lebenden Möwen vielseitig in der Ernährung, so dass die Entnahme von kleinen Fischen (Kap. 0) sowie der physische Verlust des Meeresbodens (Kap. 5.4.5) nicht so stark auf sie einwirken. Zu berücksichtigen ist, dass es bei allen Arten zu einem Kontakt mit Müllobjekten und zu Gefiederverölung kommen kann. Folglich sind Abfall- und Schadstoffemissionen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10) grundsätzlich als Beeinträchtigungen zu beachten. Es ist zurzeit aber nicht davon auszugehen, dass diese Wirkfaktoren wesentlichen Einfluss auf Möwen im Schutzgebiet haben. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Zwerg-, Sturm- und Heringsmöwen werden daher als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.4.11 Auswirkungen auf Brandseeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Als mit der grundberührenden Fischerei in Verbindung stehende Wirkfaktoren müssen bei der Brandseeschwalbe zwar auch Abfall- und Schadstoffemissionen in Betracht gezogen werden, doch ist die Art von Beeinträchtigungen durch Müll und Öl kaum betroffen. Stärker beeinflusst wird dagegen der Nahrungserwerb, denn mit Sandaalen werden im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ Kleinfische stark befischt, die auch für Brandseeschwalben sehr wichtige Beutetiere sind (Furness & Tasker 2000). Darüber hinaus zerstören Grundschleppnetze mit dem Meeresboden die Lebensräume dieser Beutetiere, die zudem im Bereich von Trübungsfahnen schwerer zu entdecken sind. Angesichts des kurzen Zeitfensters, in dem sich Vorkommen von Brandseeschwalben und Ausübung der grundberührenden Fischerei räumlich überlappen (vor allem im Frühjahr) werden die Auswirkungen der Nutzung als mittel (2) eingeschätzt.

6.4.12 Auswirkungen auf Flusseeeschwalben und Küstenseeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Auf Fluss- und Küstenseeschwalbe haben die Wirkfaktoren der Nutzungen ähnliche Einflüsse wie bei der Brandseeschwalbe, doch ist die Beeinträchtigung der Nahrungssuche deutlich geringer (vgl. Kap. 6.4.11). Daher werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Fluss- und Küstenseeschwalben als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.4.13 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch die Wirkfaktoren Fang von Zielarten (Kap. 5.5.5) und Lebensraum / Biotopveränderung bzw. -verlust (Kap. 5.5.7) bestimmt. Auch Abfalleinträge (Kap. 5.5.11), die als Begleiterscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine wichtige

Rolle, da sie durch Verfangen in Geisternetzen oder Verschlucken von Dolly Ropes und anderen fischereibedingten Abfällen bei Meeressäugtieren zum Tod führen können. Eine hohe Wahrscheinlichkeit zusätzlicher anthropogener Mortalität wirkt sich erhöhend auf die Bewertung der Auswirkungen aus, da es zu Individuenverlusten kommen kann und eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe Bedeutung und bei Robben eine hohe Bedeutung hat (vgl. Mortalitäts-Gefährdungs-Index; Bernotat & Dierschke 2016). Der Fang von Nicht-Zielarten (Beifang, Kap. 5.5.6) ist bei Schweinswalen vermutlich weniger bedeutend als in der Stellnetzfisherei, wenngleich gelegentlicher Beifang von Schweinswalen in der Schleppnetzfisherei festgestellt wird (s. u.). Bei Robben ist der Fang von Nicht-Zielarten wahrscheinlich von höherer Bedeutung als beim Schweinswal, da Beifänge von Robben auch in der Schleppnetzfisherei regelmäßig auftreten (Kap. 5.5.6).

Außerdem spielen weitere schiffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) eine Rolle. Dauerschall (Kap. 5.5.2) wird nicht nur durch den Kutter selbst, sondern vor allem auch durch das geschleppte Fanggeschirr erzeugt, kann aber aufgrund von nur unzureichender Informationen über Pegel und fehlender Relevanzschwellen nicht bewertet werden. Visuelle Störungen von Robben und Dauerschall an der Luft werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Dauerschall unter Wasser überlagert.

Die Nahrungskonkurrenz durch die Industriefischerei v. a. auf die fettreichen Fischarten Sandaal und Sprotte ist besonders hervorzuheben. Aufgrund der hohen Bestandschwankungen und schweren Vorhersagbarkeit langfristiger Bestandstrends kommt es bei diesen kurzlebigen Fischarten regelmäßig zur Übernutzung¹⁷⁰. Eine durch den hohen Fischereidruck bedingte geringere Durchschnittsgröße von Sandaalen führt dazu, dass Robben mehr Zeit mit der Nahrungssuche verbringen müssen (Sharples et al. 2009). Eine Überfischung führt auch für Schweinswale zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit und dadurch, neben einer Beeinträchtigung der Fitness, auch zu einer Minderung der Habitatqualität. Auch die Grundsleppnetzfisherei auf dorschartige Fische wie Kabeljau und Seelachs oder die Baumkurrenfischerei auf Plattfische sorgen aufgrund ihrer nur geringen Größenselektivität für eine Konkurrenz um dieselben Ressourcen, d. h. die kleineren Exemplare der Zielfischarten.

Der Beifang von Schweinswalen in der Grundsleppnetzfisherei kann nicht bewertet werden. Zwar geht man allgemein davon aus, dass vor allem der Beifang in Kiemennetzen für Schweinswale problematisch ist (ICES 2015a), jedoch wurden aus dem Kattegat auch Schweinswalbeifänge in Schleppnetzen berichtet, jedoch werden keine Angaben zur Art des verwendeten Schleppnetzes gemacht (Lunneryd et al. 2004). Beim Beifang von Robben in der Grundsleppnetzfisherei wird mangels genauer Informationen aus deutschen Gewässern davon ausgegangen, dass er auch hierzulande auftritt, entspre-

¹⁷⁰ Im Sandaal-Bewirtschaftungsgebiet (auch Managementgebiet) 2 (beinhaltet die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff-Östliche Deutsche Bucht“) und Managementgebiet 1 (beinhaltet das NSG „Doggerbank“) ist die Laicherbiomasse der Sandaal-Arten außerhalb der Schwankungsbreite um den Zielwert (Befischung nach dem maximalen Dauerertrag msy), seit 1990 ist die Laicherbiomasse meist auf niedrigem Niveau (TI 2016a, b). Die Laicherbiomasse für die Sprotte schwankt seit Jahren um den Referenzwert (TI 2017) und ist aktuell in einem guten Zustand.

chend den in der Literatur publizierten Informationen aus anderen Seegebieten (Lyssikatos 2015).

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ wird die Grund-Schleppnetzfischerei in geringerem Maße als in den anderen beiden NSG in der deutschen AWZ der Nordsee ausgeübt (Kap. 4.2.1). Der betroffene Flächenanteil des NSG unterliegt jährlichen Schwankungen. Die Scherbrett-Schleppnetzfischerei wurde 2014 auf einer kleinen Fläche im mittleren und östlichen Bereich des NSG (vermutlich Industriefischerei auf Sandaal und Sprotte, siehe Sell et al. 2011) ausgeübt. Die Fischerei mit großen Baumkurren fand auf kleiner Fläche im nordöstlichen Teil sowie mit kleinen Baumkurren in insgesamt geringer zeitlicher Ausprägung statt. Die Nutzung wirkt sich jedoch wiederkehrend in denselben Bereichen aus, was die Regeneration der Lebensgemeinschaften des Meeresgrundes erschwert. Die Folgen für die Beutefischbestände und den Meeresboden sind länger andauernd als für das Makrozoobenthos, Erholungszeiten können bis zu mehreren Jahren dauern. Unter Berücksichtigung weiterer direkt wirkender Belastungsfaktoren, wie möglicher Beifang von Robben oder Abfalleinträge mit dem Risiko des Verfangens bzw. Verschluckens oder indirekt wirkender Vorgänge wie Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust, durch Flächeninanspruchnahme einschließlich der damit einhergehenden möglichen Verschiebung der Artenzusammensetzung von Beutefischen sowie der Verdriftung remobilisierter Schadstoffe durch Trübungsfahnen kann die Auswirkung der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale und Robben jeweils als mittel (2) bewertet werden.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ ist die Intensität der grundberührenden Fischerei hoch (Kap. 4.2.1) und betrifft einen schwankenden, aber insgesamt wesentlichen Anteil des Gebietes. Große Baumkurren wurden 2012 nahezu flächendeckend mit hohem Aufwand eingesetzt. 2014 lag der Aufwand deutlich geringer. Stattdessen stieg der Aufwand mit der kleinen Baumkurre im Nordosten des Gebietes an. Die Fischerei mit Scherbrett-Grundsleppnetzen, vermutlich die Industriefischerei auf Sandaal und Sprotte (Sell et al. 2011), wird im gesamten Bereich mit schwankendem (insgesamt hohem) Aufwand ausgeübt. Über das Gebiet verteilt fand mit mittlerem Aufwand eine grundberührende Wadenfischerei statt. Die Folgen für die benthischen Lebensgemeinschaften und die Beutefischbestände des Schweinswals und des Seehunds sind länger andauernd, da der Meeresboden durch die schweren Schleppgeschirre großflächig stark und wiederkehrend beansprucht wird. Vor allem die intensive Industriefischerei auf Sandaal und Sprotte wirkt sich auf die Bestände wichtiger fettreicher Beutearten aus (Kap. 3.6.1.1 und 5.5.5). Die Erholungszeiten können bis zu mehreren Jahren dauern, zumal die Fangstatistiken zeigen, dass die nach dem Konzept zur Erlangung des höchstmöglichen nachhaltigen Dauerertrages wissenschaftlich empfohlenen Mengen zum Teil weit überschritten werden (TI 2016a). Unter Berücksichtigung weiterer direkt oder indirekt wirkender Mechanismen

(s. o.) werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale mit stark (3) bewertet. Die Auswirkungen auf Seehunde werden aufgrund der großen Küstenentfernung und der damit verbundenen geringen Dichten und damit dem geringeren Anteil betroffener Individuen am lokalen Bestand als mittel (2) bewertet. Die Kegelrobbe ist im NSG „Doggerbank“ kein Schutzgut.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist die Intensität der grundberührenden Fischerei hoch (Kap. 4.2.1) und schwankt zwischen den einzelnen Jahren in der Intensität einzelner Fanggeräte. Sie betrifft insgesamt einen wesentlichen Anteil des Gebietes. Am stärksten wird die Fischerei mit kleinen Baumkurren ausgeübt, wobei die Flächenbeanspruchung von 80 % der Fläche des NSG im Jahr 2012 auf 40 % im Jahr 2014 abnahm. Der Aufwand in der Scherbrett-Grundschieppnetzfisherei schwankt zwischen den Jahren ebenfalls sehr stark, betrifft aber insgesamt eine große Fläche (in manchen Jahren etwa die Hälfte des NSG). Dazu kommt ein geringer Aufwand in der grundberührenden Wadenfisherei. Die Folgen für die benthischen Lebensgemeinschaften und die Beutefischbestände des Schweinswals, der Kegelrobbe und des Seehunds sind länger andauernd, da der Meeresboden durch die schweren Schleppgeschirre großflächig stark und wiederkehrend beansprucht wird. Vor allem die intensive Industriefischerei auf Sandaale und Sprotten wirkt sich auf die Bestände wichtiger fettreicher Beutearten aus (Kap. 5.5.5). Die darüber hinaus sehr intensiv betriebene Baumkurrenfischerei ist ebenfalls mit einer hohen Bodenbeanspruchung und hohem Beifang kleiner Plattfische (einer weiteren Beute v. a. von Schweinswalen; Kap. 3.6.1.1) verbunden.

Unter Berücksichtigung weiterer direkt oder indirekt wirkender Mechanismen (s. o.) werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde jeweils als stark (3) bewertet.

6.4.14 Gesamtauswirkungen grundberührender Fischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 60). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 60: Gesamtübersicht der Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	2	4	4
-	Riffe	2	/	4
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	2	/	4
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	1	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			3
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	2
	Prachtt-Taucher	/	/	2
	Basstölpel	/	/	3
	Tordalk	/	/	3
	Trottellumme	/	/	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			3
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	3
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	2
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			3
Wale	Schweinswal	2	3	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	3	3
Robben	Kegelrobbe	2	/	3
	Seehund	2	2	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	2	3
Gesamtauswirkungen		11 von 24	9 von 12	28 von 36

6.5 Berufsfischerei: Pelagische Schleppnetzfisherei

6.5.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Durch die pelagische Schleppnetzfisherei sind im Wesentlichen die pelagischen Fischarten wie Hering, Sprotte oder Makrele betroffen, die nicht zu den lebensraumtypischen Fischarten gehören. Da diese Form der Fisherei i. d. R. nicht grundberührend ist, sind Beeinträchtigungen von Sedimenten, Morphologie und Makrozoobenthos aller LRT und Biotoptypen i. d. R. nicht zu erwarten. Geringe Beeinträchtigungen sind für die bodenlebenden lebensraumtypischen Fischarten durch den mit dem Schiffsverkehr einhergehenden Dauerschall unter Wasser (Kap. 5.2.6), visuelle Störungen (Kap. 5.2.12), Abfalleinträge (Kap. 5.2.5) und Schadstoffeinträge (Kap. 5.2.4) zu erwarten.

NSG „Doggerbank“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In beiden Schutzgebieten fand innerhalb des Bewertungszeitraumes pelagische Schleppnetzfisherei nur in geringem Umfang statt (Kap. 4.2.2.2). Die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten der „Riffe“ und „Sandbänke“ werden daher als gering (1) eingestuft (dem Biotoptyp KGS sind keine lebensraumtypischen Fischarten zuzuordnen, die Auswirkungen sind daher zu vernachlässigen (0)).

6.5.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Finten und Flussneunaugen sind aufgrund ihrer pelagischen Lebensweise stärker von pelagischen Schleppnetzen betroffen. Beide Arten können als unerwünschter Beifang in die Netze geraten und sterben (Kap. 5.2.3). Flussneunaugen sind darüber hinaus möglicherweise ebenfalls von der Überfischung des Kabeljaus und des Herings als bevorzugte Wirtsfische (u. a. Zielarten der pelagischen Schleppnetzfisherei) beeinträchtigt (Narbenhaus et al. 2012).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ findet nur wenig pelagische Schleppnetzfisherei statt (vgl. Kap. 4.2.2.2). Die mit der pelagischen Schleppnetzfisherei verbundenen Auswirkungen auf Flussneunaugen und Finten sind daher gering (1).

6.5.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei der pelagischen Schleppnetzfisherei sind für die Trauerente lediglich Wirkfaktoren relevant, welche die mit dieser Nutzung verknüpfte Schifffahrt betreffen. In erster Linie sind visuelle Störungen zu nennen, aufgrund derer Trauerenten meist fliegend die Flucht ergreifen (Kap. 5.4.8). Zudem können sich die Vögel in über Bord gegangenen Müllobjekten verfangen oder mit freigesetztem Öl kontaminieren.

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist die Intensität der pelagischen Fischerei so gering (Kap. 4.2.2), dass für Trauerenten fehlende bzw. vernachlässigbare Auswirkungen (0) anzusetzen sind.

6.5.4 Auswirkungen auf Seetaucher und Alkenvögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei Seetaucher und Alkenvögel bewirkt die visuelle Störung durch Schiffe Fluchtreaktionen, dies gilt auch für Fischereifahrzeuge. Von diesen gehen zusätzlich Abfall- und Schadstoffemissionen aus, welche ein Verfangen in Müllobjekten (inkl. Netzresten) sowie eine Gefiederverschmutzung mit Öl bewirken können. Die pelagische Schleppnetzfischerei reduziert zudem das Nahrungsangebot für Seetaucher und Alkenvögel, weil potenzielle Beutefische der Meeresumwelt entnommen werden.

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist besonders letzteres von Bedeutung, da die von der pelagischen Schleppnetzfischerei gefangene Sprotte der wichtigste Nahrungsfisch für Trottellummen ist und eine große Rolle bei der Aufzucht der Jungen in der Helgoländer Brutkolonie spielt (Grunsky-Schöneberg 1998). Auch für Tordalken stellen Sprotten eine wichtige Beute dar (Kap. 3.5.9.1), doch dürften auch Beutefische von Seetauchern reduziert werden. Die pelagische Schleppnetzfischerei wird im NSG nicht in hoher Intensität und überwiegend am nördlichen Rand des NSG ausgeübt (Kap. 4.2.2.2), so dass ihre Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtaucher sowie Tordalken und Trottellummen als gering (1) eingeschätzt werden.

6.5.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei der pelagischen Schleppnetzfischerei sind für Eissturmvögel nur mögliche Emissionen von Abfällen und Schadstoffen relevant. Da diese Nutzung zudem nur mit geringer Intensität ausgeübt wird, kann für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ von fehlenden bzw. vernachlässigbaren Auswirkungen (0) auf Eissturmvögel ausgegangen werden.

6.5.6 Auswirkungen auf Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Als relevante Wirkfaktoren der pelagischen Schleppnetzfischerei müssen beim Basstölpel der Fang von Nicht-Zielarten sowie die Abfall- und Schadstoffemissionen in Betracht gezogen werden. Das Fischen selbst sorgt für eine Verringerung des Nahrungsangebots, während von den beteiligten Schiffen Abfälle und Öl freigesetzt werden können, die ein Verfangen in Müllobjekten bzw. eine Gefiederverschmutzung bewirken können. Zusätzlich ist damit zu rechnen, dass Netzreste zur Verstrickung von Basstölpeln führen können, wenn es zu einem Verfangen kommt, aber auch, wenn sie als Nistmaterial in die Brutko-

lonie eingetragen werden (Kap. 5.4.9). Aufgrund der geringen Intensität der Nutzung im NSG werden die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei auf Basstölpel als gering (1) eingestuft.

6.5.7 Auswirkungen auf Dreizehenmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Wichtigster Wirkfaktor im Hinblick auf eine Beeinträchtigung von Dreizehenmöwen ist der Fang von Zielarten (Kap. 5.4.4), da die pelagische Schleppnetzfisherei u. a. auf Sprotten ausgerichtet ist. Daneben sind auch Emissionen von Abfällen und Schadstoffen zu beachten.

In Bezug auf die Auswirkungen dieser Fischerei im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist vor allem der Fang von Sprotten von Bedeutung, da diese Fische sowohl im Winter als auch im Sommer sehr wichtige Beutetiere für Dreizehenmöwen sind. Auch spielen Sprotten eine zentrale Rolle bei der Aufzucht der Jungvögel in der Brutkolonie auf Helgoland (Kap. 3.5.11.1). Aufgrund ihrer eher geringen Intensität im NSG werden die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei auf Dreizehenmöwen als gering (1) eingeschätzt.

6.5.8 Auswirkungen auf Raubmöwen, Möwen (ohne Dreizehenmöwe) und Seeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Aufgrund ihrer fehlenden Scheu gegenüber Schiffen spielen Beeinträchtigungen von Raubmöwen, Möwen und Seeschwalben durch die pelagische Schleppnetzfisherei nur insofern eine Rolle, als sie durch Abfall- und Schadstoffemissionen zum Verfangen in Müllobjekten und Netzresten bzw. zur Gefiederverölung führen können. Auch der Fang von Sprotten und anderen potenziellen Beutefischen könnte Einflüsse auf diese Vögel haben, wohl am ehesten bei Brandseeschwalben im Hinblick auf die Ernährung mit Sprotten. Diese spielen bei den hier behandelten Arten aber keine so zentrale Rolle, wie beispielsweise bei Dreizehenmöwen und Alkenvögel.

Angesichts der geringen Intensität der pelagischen Schleppnetzfisherei und ihre Konzentration auf den nördlichen Randbereich des NSG (Kap. 4.2.2.2) werden die Auswirkungen auf Raubmöwen, Möwen (ohne Dreizehenmöwe, s. Kap. 6.5.7) und Seeschwalben im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.5.9 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor Fang von Zielarten (Kap. 5.5.5) bestimmt. Die Zielarten Sprotte, Hering und Makrele zählen zu den Beutefischarten des Schweinswals,

des Seehundes und der Kegelrobbe. Auch Abfalleinträge (Kap. 5.5.11), die als Begleitscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine Rolle, da sie durch Verfangen in Geisternetzen oder Verschlucken von Netzteilen oder Seilresten und anderen Abfällen zum Tod führen können. Allerdings ist die Wahrscheinlichkeit eines Verlusts von pelagischen Schleppnetzen oder Teilen davon durch Verhaken an Steinen oder anderen Hindernissen deutlich geringer als in der Grundsleppnetzfisherei. Auch der Verschleiß des Netzmaterials (und damit der Verlust von Netzteilen) ist geringer.

Der Fang von Nicht-Zielarten (Beifang, Kap. 5.5.6) ist vermutlich für den Schweinswal von geringer Bedeutung. Der Beifang von Schweinswalen in der pelagischen Schleppnetzfisherei kann jedoch nicht bewertet werden. Zwar geht man allgemein davon aus, dass vor allem der Beifang in Kiemennetzen für Schweinswale problematisch ist (ICES 2015a), jedoch wurden aus dem Kattegat auch Schweinswalbeifänge in Schleppnetzen berichtet, dabei aber keine Angaben zur Art des Schleppnetzes gemacht (Lunneryd et al. 2004). Anders als bei Schweinswalen werden Seehunde, vor allem aber Kegelrobben, regelmäßig Opfer der pelagischen Schleppnetzfisherei, so dass diese eine ernstzunehmende Beeinträchtigung darstellt (Morizur et al. 1999). Auch wenn für die NSG in der deutschen AWZ der Nordsee keine Angaben zum Beifang von Robben vorliegen, kann das regelmäßige und gemessen am Fischereiaufwand häufige Auftreten von Beifang aus anderen Meeresgebieten übertragen werden.

Die weiteren schiffahrtsbedingten Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) spielen eine geringere Rolle. Dauerschall (Kap. 5.5.2) wird vor allem durch den Kutter erzeugt. Die Geräusche des geschleppten Geschirrs sind aufgrund der fehlenden Bodenberührung deutlich geringer als in der bodenberührenden Fischerei. Sie können jedoch aufgrund fehlender Relevanzschwellen für Dauerschall nicht bewertet werden. Dauerschall an der Luft und visuelle Störungen von Robben werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Dauerschall unter Wasser überlagert.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ ist die Intensität der pelagischen Schleppnetzfisherei vermutlich nur gering (Kap. 4.2.2.2). Daher werden die Auswirkungen dieser Nutzungsform auf Schweinswale und Seehunde als vernachlässigbar (0) bewertet. Kegelrobben sind in diesem NSG kein Schutzgut.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ tritt vermutlich eine nennenswerte pelagische Schleppnetzfisherei vor allem im Norden des Gebietes auf (Kap. 4.2.2.2). Auswirkungen auf Beutefischarten von Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund sind möglich, jedoch erlaubt die flächenunscharfe Datenlage keine genaue Bewertung. Da das Beifangrisiko in dieser Fischerei für Schweinswale vernachlässigbar ist, werden die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei auf **Schweinswale** als gering (1) bewertet.

Da das Beifangrisiko für Kegelrobben in dieser Fischerei verschiedenen Beifanguntersuchungen entsprechend (Kap. 5.5.6) allgemein hoch ist und für Seehunde von einem allgemein in dieser Fischerei geringen bis mittleren Beifangrisiko auszugehen ist, werden die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfisherei auf **Kegelrobben** als mittel (2) und für **Seehunde** als gering (1) bewertet.

6.5.10 Gesamtauswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 61). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 61: Gesamtübersicht der Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	-	1	1
-	Riffe	-	/	1
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	-	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	-	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	1
	Prachtt-Taucher	/	/	1
	Basstölpel	/	/	1
	Tordalk	/	/	1
	Trottellumme	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	1
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wale	Schweinswal	-	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-	0	1
Robben	Kegelrobbe	-	/	2
	Seehund	-	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-	0	2
Gesamtauswirkungen		0 von 24	1 von 12	8 von 36

6.6 Berufsfischerei: Stellnetzfisherei

6.6.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Die Auswirkungen der Stellnetzfisherei auf Lebensraum- und Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten resultieren vor allem aus dem Fang von Ziel- und Nichtzielarten (Kap. 5.2.16 und 5.2.3). Da diese Form der Fischerei stationär erfolgt, ist mit Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie, Makrophysen und im Boden lebende benthische Organsimen trotz der Grundberührung nur kleinräumig und in schwacher Ausprägung zu rechnen, so dass sie vor dem Hintergrund der Auswirkungen des Fangs von Ziel- und Nichtzielarten zu vernachlässigen sind.¹⁷¹

„Sandbänke“

Durch die Stellnetzfisherei sind im Wesentlichen die im Bereich der Sandbänke vorkommenden Fische als Beifang betroffen. Im Vergleich v. a. zur grundberührenden Fischerei sind kaum Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie und Makrozoobenthos vorhanden (die jedoch unzureichend erforscht und daher derzeit nicht zu quantifizieren sind), so dass die Auswirkungen auf den gesamten LRT bei der Stellnetzfisherei selbst bei vergleichbarem Fischereiaufwand und z. T. höherer Mortalität der Fischarten des Beifangs (vgl. Uhlmann & Broadhurst 2013) deutlich geringer sind als bei der grundberührenden Fischerei.

NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In beiden Schutzgebieten findet kaum oder keine Stellnetzfisherei statt (vgl. Kap. 4.2.3.2), so dass die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten als gering (1) eingestuft werden.

NSG „Doggerbank“

Stellnetzfisherei fand im Betrachtungszeitraum 2012–2014 in allen Jahren flächig in der gesamten nordöstlichen Hälfte des NSG „Doggerbank“ statt (vgl. Kap. 4.2.3.2). Die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten werden daher als mittel (2) eingestuft.

„Riffe“

Durch die Stellnetzfisherei auch im Bereich von Vorkommen des LRT „Riffe“ sind v. a. die lebensraumtypischen Fischarten wie z. B. Kabeljau als Zielart bzw. Großer Scheibenhauch u. a. als Beifang betroffen.

¹⁷¹ Für den Biotoptyp KGS wurden keine lebensraumtypischen Fischarten definiert, eine Betrachtung entfällt daher für diese Fischereiform. Die Auswirkungen werden als vernachlässigbar (0) eingestuft.

NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Innerhalb der gemeldeten Vorkommen des LRT „Riffe“ in den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ fand im der Bewertung zu Grunde liegenden Zeitraum 2012–2014 keine oder kaum Stellnetzfisherei statt (vgl. Kap. 4.2.3.2), so dass aktuell keine Auswirkungen (0) vorhanden sind.

6.6.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ findet kaum Stellnetzfisherei statt (vgl. Kap. 4.2.3.2). Die mit der Stellnetzfisherei verbundenen Auswirkungen auf Finten, die sich v. a. als Beifang in den Netzen verfangen und sterben können, sind daher gering (1).

Das Flussneunauge ist im NSG „Borkum Riffgrund“ kein Schutzgut.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ findet nur wenig Stellnetzfisherei statt (vgl. Kap. 4.2.3.2). Die mit der Stellnetzfisherei verbundenen Auswirkungen auf Flussneunaugen und Finten, die sich v. a. als Beifang in den Netzen verfangen und sterben können, sind daher gering (1).

6.6.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eine wesentliche Gefährdung für Seevögel geht von der passiven Stellnetzfisherei mit Kiemen- und Verwickelnetzen aus (Žydelis et al 2009). Dies resultiert aus dem Verfangen und Ertrinken der Tiere beim Abtauchen nach Beutefischen oder benthischer Nahrung (Kap. 5.4.4). Besonders gefährdet durch den Beifang in der Stellnetzfisherei sind Vogelarten, die ihre Nahrung tauchend erbeuten. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ gilt das insbesondere für Sterntaucher, Prachtaucher, Trottellumme, Tordalk und Basstölpel (vgl. Hüppop 1996, Dagys & Žydelis 2002, Schirmeister 2003, Žydelis et al. 2009, Pálsson et al. 2015, Fangel et al. 2015). Diese Arten ernähren sich von mobilen Fischarten und führen horizontale Verfolgungstauchgänge beim Nahrungserwerb durch. Die beiden Seetaucher-Arten sind nur im Winterhalbjahr, die Alken und der Basstölpel ganzjährig im Gebiet anzutreffen. Auch die Trauerente ist durch Stellnetze gefährdet. Darüber hinaus reagiert eine Reihe von Seevögeln empfindlich auf von Schiffen ausgehende visuelle Störungen (Kap. 5.4.8), auch sind im Zusammenhang mit den bei der Stellnetzfisherei eingesetzten Schiffen Abfall- und Schadstoffemissionen als Wirkfaktoren zu nennen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10). Besonders Basstölpel sind auch durch Verstrickung in als Nistmaterial aufgesammelten Netzresten gefährdet (Kap. 5.4.9).

Auch wenn über das quantitative Ausmaß des Ertrinkens von Seevögeln in Stellnetzen in der südöstlichen Nordsee kaum etwas bekannt ist, so ist eine Gefährdung der im Schutz-

gebiet lebenden Seevögel nicht auszuschließen. Aufgrund der geringen Intensität der Stellnetzfisherei im Schutzgebiet (vgl. Kap. 4.2.3.2) werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf die im NSG lebenden tauchenden Seevogelarten als gering (1) und für die nichttauchenden Arten als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.6.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der Stellnetzfisherei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor Fang von Nicht-Zielarten (Beifang, Kap. 5.5.6) bestimmt. Die Stellnetzfisherei mit Kiemen- und Verwickelnetzen stellt für Schweinswale eine der wesentlichen anthropogenen Gefährdungsursachen dar, weil diese generell zu großen Beifangzahlen führt. Die Stellnetzfisherei führt auch zu nennenswertem Beifang von Robben (Osinga 2012, ICES 2015a). Genaue Beifangzahlen sind jedoch mangels systematischer Untersuchungen nicht bekannt. Auch Abfalleinträge (Kap. 5.5.11), die als Begleiterscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine wichtige Rolle, da sie durch Verfangen in Geisternetzen oder Verschlucken von Netzteilen bei Schweinswalen und Robben zum Tod führen können. Eine hohe Wahrscheinlichkeit zusätzlicher anthropogener Mortalität wirkt sich erhöhend auf die Bewertung der Auswirkungen aus, da es zu Individuenverlusten kommen kann und eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe Bedeutung sowie bei Robben eine hohe Bedeutung hat. Der Schweinswal ist in die höchste Kategorie (Kl. I) des Mortalitäts-Gefährdungs-Index eingestuft, Kegelrobbe und Seehund in die zweithöchste Kategorie (Kl. II) (Bernotat & Dierschke 2016).

Auch weitere schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) spielen eine Rolle. Störungen durch den Dauerschall der Kutter sind in der Stellnetzfisherei im Vergleich zur Schleppnetzfisherei aufgrund geringerer Anwesenheitsdauer der Kutter und der geringeren Beanspruchung der Motoren deutlich geringer. Dieser Wirkfaktor kann mangels Relevanzschwellen für Dauerschall nicht bewertet werden. Visuelle Störungen von Robben und Dauerschall an der Luft werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Dauerschall unter Wasser überlagert.

Der Fang von Zielarten (Kap. 5.5.5) und damit die Konkurrenz um Beutefischarten im Größenspektrum bis ca. 30 cm ist aufgrund der Größenselektivität von Stellnetzen für Schweinswale weniger bedeutend als in der pelagischen- und Grundsleppnetzfisherei, während bei Robben zum Teil von einer direkten Konkurrenz durch die Fischerei auszugehen ist, da insbesondere Kegelrobben auch Fische in einer kommerziell interessanten Größe erbeuten. Brasseur et al. (2010) fanden bis zu 47 cm große Fische in einer Nahrungsanalyse von Kegelrobben.

NSG „Borkum Riffgrund“

Die Intensität der Stellnetzfisherei ist im NSG „Borkum Riffgrund“ gering (Kap. 4.2.3.2). Ob Beifang von Schweinswalen im NSG regelmäßig auftritt ist unbekannt. Überträgt man jedoch die von ICES (2015a, 2016b) im Norden Jütlands und im Kattegat ermittelten

Beifangraten von Schweinswalen auf die Stellnetzfisherei im Gebiet, ist der Beifang zumindest einzelner Individuen wahrscheinlich. Die gleiche Annahme ist auch für Robben plausibel. Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kap. 5.5.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen. Die Größenordnung kann jedoch nicht abgeschätzt werden. Neben dem Beifang führt die Befischung von Zielarten bei Schweinswalen und insbesondere bei Robben zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit (Kap. 5.5.5) und dadurch zu einer Minderung der Habitatqualität. Dadurch kann die Fitness von Schweinswalen und Robben im NSG beeinträchtigt werden. Insgesamt werden die Auswirkungen der Stellnetzfisherei auf Schweinswale im NSG als mittel (2) und auf Robben als gering (1) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Die Intensität der Stellnetzfisherei ist im NSG „Doggerbank“ zwischen den Jahren variabel und bezüglich der betroffenen Fläche und Seetage insgesamt gering bis mittel (Kap. 4.2.3.2). Ob Beifang von Schweinswalen oder Robben im NSG regelmäßig auftritt, ist unbekannt, weil die Datenerhebung unzureichend ist. Dem Vorsorgeprinzip ist Rechnung zu tragen. Aufgrund der im nordseeweiten Kontext hohen Bedeutung des Gebietes für Schweinswale (vgl. Gilles et al. 2016) und saisonal sehr hohen Dichten im Gebiet wird das Beifangrisiko als hoch eingeschätzt (vgl. Kindt-Larsen et al. 2016). Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kap. 5.5.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen und Robben. Die Größenordnung kann jedoch nicht abgeschätzt werden. Neben dem Beifang führt die Befischung der Zielarten zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit für Schweinswale und insbesondere für Robben (Kap. 5.5.5). Daraus ergibt sich eine Minderung der Habitatqualität und die Fitness von Schweinswalen und Robben im NSG kann beeinträchtigt werden. Insgesamt werden die Auswirkungen der Stellnetzfisherei auf Schweinswale NSG als hoch (3) und auf Seehunde als gering (1) bewertet. Die Kegelrobbe ist im NSG „Doggerbank“ kein Schutzgut.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Intensität der Stellnetzfisherei im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist gering und unterliegt jährlichen Schwankungen sowohl bezüglich der betroffenen Fläche als auch der Seetage (Kap. 4.2.3.2). Ob Beifang von Schweinswalen oder Robben im NSG regelmäßig auftritt ist unbekannt, weil die Datenerhebung unzureichend ist. Dem Vorsorgeprinzip ist Rechnung zu tragen. Aufgrund der im nordseeweiten Kontext hohen Bedeutung des Gebietes für Schweinswale (vgl. Gilles et al. 2016) und saisonal sehr hohen Dichten im Gebiet wird das Beifangrisiko als hoch eingeschätzt (vgl. Kindt-Larsen et al. 2016). Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kap. 5.5.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen und Robben, deren Größenordnung jedoch nicht abge-

schätzt werden kann. Insgesamt werden die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Schweinswale im NSG als hoch (3) und auf Robben als gering (1) bewertet.

6.6.5 Gesamtauswirkungen der Stellnetzfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 62). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 62: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	2	1
-	Riffe	0	/	0
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	1	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	1
	Prachttaucher	/	/	1
	Basstölpel	/	/	1
	Tordalk	/	/	1
	Trottellumme	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	2	3	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	3	3
Robben	Kegelrobbe	1	/	1
	Seehund	1	1	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	1	1
Gesamtauswirkungen		5 von 24	6 von 12	8 von 36

6.7 Berufsfischerei: Reusen und Fallen

6.7.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Bei Reusen und Fallen in der deutschen AWZ der Nordsee handelt es sich i. d. R. um Körbe, die zum Fang von Taschenkrebsen genutzt werden (Pedersen et al. 2009). Die Auswirkungen dieser Nutzung resultierten vor allem aus dem Fang von Ziel- und Nichtzielarten (Kap. 5.2.3). Da diese Form der Fischerei stationär erfolgt, ist mit Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie und im Boden lebende benthische Organsimen trotz der Grundberührung nur kleinräumig und in schwacher Ausprägung zu rechnen, so dass sie vor dem Hintergrund der Auswirkungen des Fangs von Ziel- und Nichtzielarten zu vernachlässigen sind.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Gebiet fand zwischen 2012 und 2014 keine Fischerei mit Reusen und Fallen statt. 2015 wurde Fischerei mit Reusen und Fallen betrieben, Aufwandszahlen liegen aber nicht vor (Schulz 2016). Im NSG „Borkum Riffgrund“ sind die LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ eng vergesellschaftet, so dass eine getrennte Betrachtung nicht sinnvoll ist. Nach Schulz (2016) fand die Fischerei 2015 im nördlichen Teil der Sandbank, aber auch in einem Riff-Vorkommen statt. Angaben zu den Zielarten liegen nicht vor, daher werden unter Berücksichtigung des sehr geringen Umfangs dieser Nutzung im Gebiet die Auswirkungen dieser Nutzung auf beide LRT als gering (1) eingestuft. Die Auswirkungen auf „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ wird als vernachlässigbar (0) eingestuft, da die Zielarten der Reusen- und Fallenfischerei nicht zu den charakteristischen Arten dieses Biotoptyps zählen.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

„Sandbänke“

Fischerei mit Reusen und Fallen fand zwischen 2012 und 2014 nur im westlichen Teil des Schutzgebietes statt (Kap. 4.2.4.2). Die im Osten liegende Amrumbank war von dieser Nutzung nicht betroffen.

„Riffe“ / „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

Fischerei mit Reusen und Fallen fand zwischen 2012 und 2014 im westlichen Teil des Schutzgebietes statt, wo auch zahlreiche Riffflächen sowie „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ lokalisiert sind (Kap. 3.1.2). Der Fischereiaufwand war mit bis zu 500 Stunden/Jahr auf einer Fläche von ca. 30 % des Gebietes nennenswert. Besonders beeinträchtigt im LRT „Riffe“ ist als charakteristische Riffart der Taschenkrebs (*Cancer pagurus*), da sie Zielart dieser Fischereiform ist (Pedersen et al. 2009). Die Auswirkungen dieser Nutzung auf den LRT „Riffe“ werden daher als mittel (2) eingestuft, für „Artenreiche

Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ als vernachlässigbar (0), da der Taschenkrebs dort keine charakteristische Art ist.

6.7.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Die Fischerei mit Reusen und Fallen fand innerhalb des Bewertungszeitraumes fast ausschließlich im westlichen Bereich des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt (Kap. 4.2.4.2). Für die mobilen und im gesamten Schutzgebiet zu erwartenden Flussneunaugen und Finten ist durch die räumlich begrenzte Ausprägung der Nutzung die Gefahr sich als Beifang in den Körben bzw. Netzen zu verfangen und zu sterben verhältnismäßig gering. Die Auswirkungen werden für beide Arten als gering (1) eingestuft. Die Fischerei mit Reusen und Fallen fand im NSG „Borkum Riffgrund“ nur in sehr geringem Umfang statt, so dass die Auswirkungen auf die Finte in dem Gebiet als vernachlässigbar (0) eingestuft wird.

6.7.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Als Wirkfaktoren beim Einsatz von Reusen und Fallen, die von Relevanz für Seevögel sind, kommen vor allem diejenigen in Betracht, die mit der Schifffahrt verbunden sind. Dabei handelt es sich bei einigen Arten um visuelle Störungen (Kap. 5.4.8), bei fast allen auch um Abfall- und Schadstoffemissionen. Diese Wirkfaktoren sorgen zum einen für Fluchtverhalten, zum anderen bergen sie die Gefahr des Verfangens in Müllobjekten und Netzresten sowie der Gefiederverölung (Kap. 5.4.9 und 5.4.10). Der Fang von Nicht-Zielarten kommt für nah am Boden tauchende Arten, also Trauerente, Stern- und Prachtaucher sowie Tordalk und Trottellumme, als Wirkfaktor in Frage, da ein Eindringen und nachfolgendes Ertrinken nicht auszuschließen sind. Über Derartiges wurde aber in der deutschen Nordsee nicht explizit berichtet, so dass vermutlich nur Einzelfälle auftreten. Der Fang von Zielarten spielt ebenfalls keine Rolle, da die mit Reusen und Fallen gefangenen Krebstiere und Fische nicht zur Beute von Seevögeln gehören.

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ beschränkt sich der Einsatz von Reusen und Fallen auf den Westteil des Schutzgebietes (Kap. 4.2.4.2). Bis auf die Trauerente kommen dort alle hier behandelten Seevogelarten vor. Angesichts des geringen Aufwands dieser Art von Fischerei und der sehr begrenzten negativen Einflüsse werden die Auswirkungen für alle Arten als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.7.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die möglichen Wirkfaktoren entsprechen denen anderer passiver Fischereimethoden wie der Berufsfischerei mit Stellnetzen (Kap. 6.6.4). Das Beifangrisiko (Fang von Nicht-Zielarten) ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Fanggeräte hier vermutlich geringer

und der Fang von Zielarten hat vernachlässigbare Auswirkungen, da Taschenkrebse nicht zum Beutespektrum von Robben oder Schweinswalen zählen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Gebiet fand zwischen 2012 und 2014 keine Fischerei mit Reusen und Fallen statt. 2015 wurde Fischerei mit Reusen und Fallen betrieben, Aufwandszahlen liegen aber nicht vor (Schulz 2016). Auswirkungen dieser Fischerei auf Schweinswale und Robben, insbesondere durch Beifang, sind nicht bekannt. Daher werden die Auswirkungen der Fischerei mit Reusen oder Fallen auf Schweinswale und Robben als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Gebiet fand zwischen 2012 und 2014 Fischerei mit Reusen und Fallen im westlichen Bereich auf einer Fläche von ca. 30 % des Gebietes statt (Kap. 4.2.4.2). Es handelt sich dabei um Taschenkrebskörbe (Pedersen et al. 2009). Auswirkungen dieser Fischerei auf Schweinswale und Robben, insbesondere durch Beifang, sind nicht bekannt. Daher werden die Auswirkungen der Fischerei mit Reusen oder Fallen auf Schweinswale und Robben als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.7.5 Gesamtauswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 63). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 63: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	-	-
-	Riffe	1	/	2
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	0	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	/	1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	0
	Prachtt-Taucher	/	/	0
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	-	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	-	0
Robben	Kegelrobbe	0	/	0
	Seehund	0	-	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	-	0
Gesamtauswirkungen		2 von 24	0 von 12	3 von 36

6.8 Freizeitfischerei

6.8.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Die Freizeitfischerei erfolgt in der Nordsee von kleineren Schiffen aus, eingesetzt werden hauptsächlich Angeln (vgl. Kap. 4.2.5.2). Der Beifang fällt dadurch i. d. R. geringer aus als bei der Fischerei mit Netzen. Sedimente, Morphologie und Makrozoobenthos der LRT bzw. Biotoptypen werden weniger beeinträchtigt. Aus diesen Gründen sind die Auswirkungen geringer als z. B. bei der grundberührenden Fischerei. Zu beachten ist außerdem, dass in der deutschen AWZ der Nordsee die NSG, in denen Freizeitfischerei stattfindet, an der Grenze der Reichweite für Tagesausflüge liegen (vgl. Kap. 4.2.5.2). Wie bereits in Kap. 4.2.5.2 dargestellt, ist die Freizeitfischerei in der Nordsee zudem auf relativ wenig Zielarten ausgerichtet. Auf eine nach LRT bzw. Biotoptypen getrennte Darstellung der Auswirkungen wird daher verzichtet.

Der Kabeljau ist die einzige lebensraumtypische Art des LRT "Riffe", die Zielart der Freizeitfischerei ist. Die Entnahme des Kabeljaus (*Gadus morhua*) als lebensraumtypische Fischart der Biozönose des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ bewirkt, dass sich der Zustand des lokalen Bestands dieser Fischart verschlechtert bzw. dauerhaft gestört wird / bleibt. Die Gefahr der Verschlechterung bzw. der Dauerhaften Störung ist dadurch gegeben, dass sich der Kabeljaubestand der Nordsee bereits seit vielen Jahren außerhalb sicherer biologischer Grenzen befindet (ICES 2014a).

Beifang tritt in der Freizeitfischerei durch den Fang untermaßiger Zielarten, den Fang von nicht zum Verzehr geeigneten Fischarten und die „catch & release“-Fischerei auf (BFAFI-OSF 2007). Qualitative oder quantitative Aussagen zur Beifangmenge in der Freizeitfischerei sind derzeit nicht möglich, es ist aber davon auszugehen, dass die lebensraumtypischen Fischarten betroffen sind.

Durch Senkbleie und Haken kann es im LRT „Riffe“ zudem zu einer Schädigung der charakteristischen Aufwuchsfauna kommen, insbesondere wenn die Rute mit leichtem Rucken auf und ab bewegt wird („jiggen“).

Von den lebensraumtypischen Fischarten des LRT „Sandbänke“ gehört keine zu den Zielarten dieser Fischereiform, Aufwuchsfauna fehlt in diesem LRT weitgehend und die lebensraumtypischen Fischarten sind durch Angelfischerei nicht betroffen.

Die Auswirkungen werden für den LRT „Riffe“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ als gering (1) eingestuft. Für den LRT „Sandbänke“ sowie KGS werden die Auswirkungen in diesem NSG als vernachlässigbar (0) eingestuft. Im NSG „Doggerbank“ spielt die Freizeitfischerei aufgrund der hohen Küstenentfernung keine Rolle, im NSG „Borkum Riffgrund“ spielt die Freizeitfischerei aus den in Kap. 4.2.5.2 genannten Gründen eine vernachlässigbare Rolle, so dass auch die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft werden.

6.8.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Flussneunaugen und Finten zählen nicht zu den Zielarten der Freizeitfischerei (vgl. Kap. 4.2.5.2). Flussneunaugen sind aufgrund ihrer parasitischen Lebensweise im Meer auch bei der Angelfischerei keiner nennenswerten Mortalität als Beifang unterworfen. Es sind daher keine Auswirkungen (0) auf die Flussneunaugen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ zu erwarten. Finten können theoretisch (ungewollt) gefangen werden, wobei von einer hohen Mortalität auszugehen wäre. Aufgrund der Küstenentfernung des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ von > 12 sm ist der Umfang der Freizeitfischerei in diesem Gebiet jedoch wahrscheinlich relativ gering, so dass für die Finte nur geringe Auswirkungen (1) zu erwarten sind. Im NSG „Borkum Riffgrund“ spielt die Freizeitfischerei aus den in Kap. 4.2.5.2 genannten Gründen eine vernachlässigbare Rolle, so dass dort auch die Auswirkungen auf die Finte als vernachlässigbar (0) eingestuft werden.

6.8.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Hinblick auf Seevögel sind visuelle Störung sowie Abfall- und Schadstoffemissionen als Wirkfaktoren von Relevanz. Visuelle Störung ist dabei nur für die Arten mit Fluchtverhalten vor Schiffen zu beachten (Trauerente, Stern- und Prachtttaucher, Tordalk, Trottellumme), während Müll und Öl für alle Arten als Beeinträchtigung in Frage kommen. Die Freizeitfischerei findet im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ derzeit in so geringem Umfang statt (Kap. 4.2.5.2), dass deren aktuelle Auswirkungen auf Seevögel als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft werden können.

6.8.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor Fang von Zielarten (Kap. 5.5.5) und damit die Konkurrenz um Beutefischarten im Größenspektrum bis ca. 30 cm (Schweinswal) bestimmt. Bei Kegelrobben wurden noch größere Fische als Beute festgestellt. Dies betrifft die von verschiedenen Häfen an den niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Festlandsküsten sowie u. a. von den Inseln Sylt und Helgoland aus von Mai bis September betriebene Makrelenfischerei sowie die Kabeljaufischerei (Kap. 4.2.5.2). Daneben wirken sich schiffverkehrsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) aus. Unter anderem resultieren daraus mögliche Störungen durch den Dauerschall unter Wasser (Kap. 5.5.2), der von zum Teil hoch motorisierten Motorbooten oder Angelkuttern ausgeht. Diese können jedoch nicht bewertet werden, da für Dauerschall keine Relevanzschwelle vorliegt. Visuelle Störungen von Robben und Dauerschall an der Luft werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Dauerschall unter Wasser überlagert. Darüber hinaus kommt es zu Abfallemissionen wie dem Verlust von Fanggeräten (Kap. 5.5.11).

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In den NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist die Intensität der Freizeitfischerei voraussichtlich vernachlässigbar. Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale und Robben werden daher in beiden NSG als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.8.5 Gesamtauswirkungen der Freizeitfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Freizeitfischerei auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 64). Außerdem erfolgt eine schutzgut-übergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 64: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Freizeitfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten *		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	0	-	0
-	Riffe	0	/	1
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0
	Finte	0	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	0
	Prachtt-Taucher	/	/	0
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	-	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	-	0
Robben	Kegelrobbe	0	/	0
	Seehund	0	-	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	-	0
Gesamtauswirkungen		0 von 24	0 von 12	2 von 36

* Die Freizeitfischerei findet derzeit im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ in so geringem Umfang statt, dass deren aktuelle Auswirkungen als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft werden können.

6.9 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen

6.9.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen auf LRT und Biotoptypen resultieren im Wesentlichen aus der Lebensraum- und Biotopveränderung bzw. dem Lebensraum- und Biotopverlust bei Bohrungen und durch Bauwerke. Neben direkten Auswirkungen durch Überbauung und temporäre Flächeninanspruchnahme spielen hier auch indirekte Auswirkungen durch Sedimentumlagerungen (Trübungsfahnen) eine Rolle. Die Schallemissionen, die v. a. in Form von Impulsschall bei der Seismik zur Lagerstättenerkundung auftreten, können Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten haben. Ebenso können Schadstoffe (Öl, Chemikalien, radioaktive Substanzen), die über die Produktionsplattform oder zusammen mit dem Produktionswasser und dem Bohrgut ins Meer gelangen, endokrine oder toxische Wirkungen auf benthische Organismen bzw. in der gesamten Nahrungskette haben. Für die Verwendung von Chemikalien, die Behandlung von Produktionswasser und Bohrklein sind OSPAR-Empfehlungen, PLONOR-Liste etc. einzuhalten.

„Sandbänke“

NSG „Borkum Riffgrund“

Das NSG „Borkum Riffgrund“ liegt in einem Erlaubnisfeld für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen (Kap. 4.2.6.2; LBEG 2016a). Zwei Gasfelder liegen im Gebiet und wurden mittels einer Explorationsbohrung erkundet, werden jedoch nicht genutzt. Seismische Untersuchungen für die Exploration von Kohlenwasserstoffen fanden zwischen 2010 und 2015 außerhalb des Schutzgebietes statt (vgl. Kap. 4.2.6.2). Somit sind für die lebensraumtypischen Fischarten geringe Auswirkungen (1) dieser Nutzung anzunehmen.

NSG „Doggerbank“

Das NSG „Doggerbank“ liegt innerhalb von zwei Erlaubnisfeldern für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen (Kap. 4.2.6.2; LBEG 2016a). Zwischen 2010 und 2015 wurden im nördlichen und südlichen Teil des Gebietes seismische Untersuchungen durchgeführt. Explorationsbohrungen im Gebiet liegen so lange zurück, dass Auswirkungen im Zeitraum 2010 bis 2015 nicht mehr zu erwarten sind. Allerdings ist das langfristige Verhalten der aus dem ggf. deponierten belasteten Bohrklein unklar. Im äußersten Norden des Gebietes befindet sich die einzige Erdgas-Förderplattform der deutschen AWZ der Nordsee in einem 15 km² großen Bewilligungsfeld (Ausschnitt in Abb. 52). Die letzte bekannte Bohrung fand im Jahr 2014 statt. Kleinräumig sind damit Auswirkungen durch Lebensraum- und Biotopveränderung bzw. Lebensraum- und Biotopverlust, Schadstoff- und Schallemissionen sowie visuelle Störung vorhanden (vgl. Kap. 5.2.1, 5.2.4, 5.2.6 und 5.2.8). Diese Auswirkungen werden aufgrund ihrer Kleinräumigkeit als mittel (2) eingestuft.

„Riffe“

NSG „Borkum Riffgrund“

Die zwischen 2010 und 2015 stattgefundenen seismischen Untersuchungen westlich des Schutzgebietes haben auf die lebensraumtypischen Fischarten des LRT geringe Auswirkungen (1).

Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

NSG „Borkum Riffgrund“

Die zwischen 2010 und 2015 stattgefundenen seismischer Untersuchungen westlich des Schutzgebietes haben keine Auswirkungen auf KGS (0), da für diesen Biotoptyp keine lebensraumtypischen Fischarten definiert sind und Auswirkungen auf das Makrozoobenthos aufgrund der Entfernung zwischen Schallquelle und Vorkommen des Biotoptyps im Gebiet nicht zu erwarten sind.

6.9.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

NSG „Borkum Riffgrund“

Entsprechend der Ausführungen zum LRT „Sandbänke“ liegt aktuell keine Nutzung im Gebiet vor. Die zwischen 2010 und 2015 stattgefundenen seismischen Untersuchungen westlich des Schutzgebietes haben auf die Finten-Population keine Auswirkungen (0), da Reproduktionsgebiete nicht betroffen waren und Individuen-Verluste unwahrscheinlich sind.

6.9.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eine Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen findet im Gebiet derzeit nicht mehr statt.

6.9.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen erfolgt in den meisten Fällen mittels 3-D Seismik und ist vor allem mit dem Wirkfaktor Impulsschall (Kap. 5.5.1) verbunden. Bei Explorations- und Produktionsbohrungen werden Dauerschall (Kap. 5.5.2) sowie Schadstoffe (Kap. 5.5.12) emittiert, während die Produktion (Förderung) selbst vor allem mit den Wirkfaktoren Dauerschall- und Schadstoffemissionen einhergeht. Visuelle Störungen von Robben (Kap. 5.5.10) und Impulsschall an der Luft (Kap. 5.5.3) werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Impulsschall unter Wasser überlagert.

Seismische Druckluftpulsar sind die Standardmethode zur Aufsuchung von Öl- und Gaslagerstätten. Sie werden in einem Gitter aus mehreren Pulsern (Array) angebracht, um den intensiven impulshaften Schall nach unten zu bündeln, haben aber trotzdem eine

unvermeidbare gravierende seitliche Abstrahlung (Kap. 4.2.6). Impulshafter Schall durch Seismik lässt sich mit technischen Methoden nicht dämpfen (Heinis et al. 2015). Eine mögliche Verletzung (Hörschäden) mit Folge einer zusätzlichen anthropogenen Mortalität wird bei der Bewertung der Auswirkungen berücksichtigt, da es zu Individuenverlusten kommen kann und eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe Bedeutung und bei Robben eine hohe Bedeutung hat. Der Schweinswal ist in die höchste Kategorie (Kl. I) des Mortalitäts-Gefährdungs-Index eingestuft, der Seehund und die Kegelrobbe in die zweithöchste Kategorie (Kl. II) (Bernotat & Dierschke 2016). Für die Beurteilung von Störungen durch Impulsschall wird die frequenzunabhängige Relevanzschwelle von 140 dB (SEL) aus dem für Rammarbeiten an OWP entwickelten Schallschutzkonzept des BMU (2013) abgeleitet.

Bei der Abteufung von Explorations- und Produktionsbohrungen können Schadstoffe aus Bohrspülung mit dem Bohrklein ins Meer freigesetzt werden. Auch endokrin wirksame Substanzen können Bestandteile von Bohrspülungen sein. Bei Förderbohrungen kann eine gravierende Menge u. a. mit Schwermetallen und radioaktiven Substanzen belastetes Produktionswasser ins Meer gelangen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Unmittelbar westlich vom NSG „Borkum Riffgrund“ wurde im Jahr 2014 auf einer Fläche von 965 km² (entsprechend einer Fläche, die mehr als 1,5-mal so groß war wie das NSG) eine 3-D-Seismik durchgeführt (Kap. 4.2.6). Bei den Auswirkungen wird unterschieden zwischen kurzzeitigen Auswirkungen auf Individuen in unmittelbarem Zusammenhang mit der durchgeführten Seismik und langfristigen Auswirkungen der Seismik auf die Population. Zu den kurzfristigen Auswirkungen zählen Hörschäden und Störungen.

Ein Verletzungsrisiko für **Schweinswale** (bei Schallpegeln über 160 dB (SEL) bzw. 190 dB (peak-peak)) in Bezug auf Hörschäden bestand dabei kurzzeitig (45 Tage) am westlichen Rand des NSG. Bedingt durch die höchste Einstufung (Kl. I) im Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Bernotat & Dierschke 2016) wird dem Risiko von Hörschäden ein hohes Gewicht beigemessen, da die Tiere sich akustisch orientieren und auf ihr Gehör angewiesen sind (Kap. 3.6.1.1). Somit ist mit einem Hörverlust auch das Risiko eines Individuenverlustes verbunden. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse von Pirotta et al. (2014) bei einer Seismikuntersuchung in Schottland sowie Tougaard et al. (2009) bei Rammarbeiten ohne Schallminderung an einem OWP wird ein durch den Impulsschall hervorgerufener Störradius von ca. 20–30 km um die Schallquelle angenommen.

Die mögliche Populationswirkung der Störung durch alle normalerweise in einem Sechsjahreszeitraum in der gesamten Nordsee durchgeführten Seismikuntersuchungen wurde durch Heinis et al. (2015) modelliert. Basierend auf Experteneinschätzungen und vorhandenen Daten zur Populationsdynamik ergeben sich aus der Simulation mit dem Interim-PCoD¹⁷² Modell 21,8 Mio. Schweinswalstörtage. Die von Heinis et al. (2015) prognostizierte mögliche Verminderung der Population der Nordsee, die aufgrund der Aufsuchung

¹⁷² **P**opulation **C**onsequences of **D**isturbance

und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen stattfinden könnte, hätte auch langfristige Auswirkung auf das NSG.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass langfristige Auswirkungen auf die Population zwar möglich, aber nicht verifiziert sind. Die Bewertung stützt sich daher allein auf die im Bewertungszeitraum 2010 bis 2015 kurzfristigen Störungen und das Verletzungsrisiko am Rand des NSG. Daher werden die Auswirkungen auf Schweinswale insgesamt als mittel (2) bewertet.

Ein Verletzungsrisiko für **Robben** (angenommener Schwellenwert für Hörschäden: 160 dB (SEL) bzw. 190 dB (peak-peak) lt. BMU 2013) bestand dabei nur kurzzeitig (45 Tage) am westlichen Rand des NSG. Eine Empfindlichkeit gegenüber Impulsschall besteht auch durch die vom lauten Impulsschall ausgehende Störwirkung. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse von Russell et al. (2016) bei Rammarbeiten ohne Schallminderung an einem OWP in Schottland wird ein durch den Impulsschall hervorgerufener Störradius von ca. 25 km angenommen.

Eine lokale Beeinträchtigung von „Central Place Forager“ wie Kegelrobbe und Seehund wirkt sich vor allem auf die im typischen Entfernungsbereich für Nahrungsausflüge liegenden Kolonien aus. Eine verringerte Fitness und verringerter Fortpflanzungserfolg der Tiere in diesen Kolonien hätte somit langfristige Auswirkungen auf den Robbenbestand im NSG. Über die kumulativen Auswirkungen von Störungen durch Seismikvorhaben in der Nordsee auf Robben gibt es keine Schätzungen. Vermutlich sind sie geringer als beim Schweinswal, da viele der Seismikvorhaben in großer Entfernung von der Küste stattfinden, wo die Robbendichte nur gering ist.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass langfristige Auswirkungen auf die Population zwar möglich, aber nicht verifiziert sind. Die Bewertung stützt sich daher allein auf die im Bewertungszeitraum 2010 bis 2015 kurzfristigen Störungen und das Verletzungsrisiko am Rand des NSG. Daher werden die Auswirkungen auf Robben insgesamt als mittel (2) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Die letzten seismischen Untersuchungen, die auch das Schutzgebiet großflächig betrafen, fanden 2007 statt (Kap. 4.2.6). Sie werden daher bei der Bewertung der Auswirkungen nicht berücksichtigt. Weitere Grundlagen für die Beurteilung der Auswirkungen im NSG sind die derzeitige Förderung von Gaskondensat sowie drei Tiefbohrungen aus dem Zeitraum 2000¹⁷³–2014 (Kap. 4.2.6) und die damit verbundenen Emissionen von Schadstoffen (Kap. 5.5.12) und Dauerschall (Kap. 5.5.2). Der Dauerschall kann mangels Relevanzschwelle nicht bewertet werden. Der Verbleib des mit Schadstoffen aus der Bohrspülung belasteten Bohrgutes wird in den Nebenbestimmungen zur Genehmigung

¹⁷³ Durch die Deponierung des belasteten Bohrgutes vor Ort können auch heute noch Schadstoffe aus dieser Zeit im Gebiet vorhanden sein und sich über die Nahrung auswirken. In der Beurteilung der Auswirkungen spielt diese Altablagerung aufgrund des indirekten Effekts und der mittlerweile erfolgten Verteilung eines Teils der Schadstoffe nur eine untergeordnete Rolle.

geregelt. Demnach darf lediglich aufbereitetes Bohrgut und aufbereitete Bohrspülung auf Wasserbasis ins Meer eingebracht werden. Für die Verwendung von Chemikalien, die Behandlung von Produktionswasser und Bohrgut sind OSPAR-Vorschriften, PLONOR-Liste etc. einzuhalten.

Insgesamt werden die Auswirkungen auf den **Schweinswal** unter Berücksichtigung der Empfindlichkeit gegenüber den genannten Wirkfaktoren als gering (1) bewertet. Die Auswirkungen auf **Seehunde** werden unter Berücksichtigung der Empfindlichkeit gegenüber den genannten Wirkfaktoren und der geringen Dichte (bedingt durch den hohen Abstand zur Küste) als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.9.5 Gesamtauswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 65). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 65: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	2	-
-	Riffe	1	/	-
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	-
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	-
	Finte	0	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		-
Benthosfresser	Trauerente	/	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			-
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	-
	Prachtt-Taucher	/	/	-
	Basstölpel	/	/	-
	Tordalk	/	/	-
	Trottellumme	/	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			-
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	-
	Spatelraubmöwe	/	/	-
	Skua	/	/	-
	Dreizehenmöwe	/	/	-
	Zwergmöwe	/	/	-
	Sturmmöwe	/	/	-
	Heringsmöwe	/	/	-
	Brandseeschwalbe	/	/	-
	Flusseeeschwalbe	/	/	-
	Küstenseeschwalbe	/	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			-
Wale	Schweinswal	2	1	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	1	-
Robben	Kegelrobbe	2	/	-
	Seehund	2	0	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	0	-
Gesamtauswirkungen		6 von 24	3 von 12	0 von 36

6.10 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies

6.10.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Flächen für die marine Sand- und Kiesgewinnung sind nur im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vorhanden (s. Abb. 53). Sie liegen außerhalb der Amrumbank (LRT „Sandbänke“). Auf diesen Typ wird daher nicht weiter eingegangen.

Riffe und Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Abbautätigkeiten haben in den letzten Jahren nur im Feld „OAM III“ stattgefunden (s. Kap. 4.2.7.2). Sie betreffen nach derzeitigem Kenntnisstand nur Vorkommen des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“. Die im Folgenden beschriebenen Auswirkungen stellen eine „worst case“-Betrachtung dar, die nur für den Fall gilt, dass Vorkommen der genannten LRT/Biotoptypen betroffen wären und keine Schutzmaßnahmen ergriffen werden.

Die grundsätzlichen Auswirkungen des Abbaus von Sedimenten in der Nordsee sind bekannt und gut beschrieben (u. a. Kenny & Rees 1994, 1996, ICES 2009 und Boyd et al. 2005). Die wesentlichen Auswirkungen auf Riffe und KGS resultieren demnach aus der möglichen zunehmenden Degeneration der Biotope des Meeresbodens, die bis zu einem dauerhaften Verlust der Biotopfläche (s. Kap. 4.2.7). führen können. Die abgebauten Flächen werden, wenn die ursprünglichen Sedimente erhalten bleiben, innerhalb einer Regenerationszeit von bis zu mehreren Jahren wieder besiedelt (ICES 2009). Die Dauer bis zu einer vollständigen Wiederbesiedlung und auch der morphologischen Angleichung der Meeresbodenoberfläche an die Umgebung ist von zahlreichen Faktoren wie z. B. Sedimentzusammensetzung, lokalen Sedimenttransportprozessen, Abbautiefe, -fläche und -dauer abhängig und wird von ICES (2009) für Abbaueiträume <1 Jahr, wie sie hier relevant sind, mit 2–4 Jahren angegeben. Wenn die ursprünglichen Sedimente nicht erhalten bleiben, ist insbesondere bei einem Abbau in Gebieten mit groben Sedimenten und Riffen davon auszugehen, dass die ursprünglich anstehenden groben Sedimente und Hartsubstrate und damit die zu schützenden LRT/Biotoptypen in Teilen unwiederbringlich verloren gehen (ICES 2009). Das durch die natürliche Sedimentumlagerung durch die Tideströmung und bei Stürmen in die Abbaufächen gelangende Sediment besteht v. a. aus Fein- und Mittelsanden. Nach dem Abbau evtl. noch vorhandene grobe Sedimente und Hartsubstrate könnten überdeckt werden und stünden dann als Siedlungssubstrat nicht mehr zur Verfügung. Dementsprechend kann auf den abgebauten Flächen eine dauerhafte Verschiebung in der Zusammensetzung v. a. der Makrozoobenthos-, aber auch der Fischgemeinschaften, stattfinden. Die während des Abbaus entstehenden Trübungsfahnen und Schallemissionen können Auswirkungen auf benachbarte Vorkommen von Riffen und KGS haben. Dort kann es zu einer temporären Überdeckung mit verdrifteten Feinsedimenten, zu einer damit einhergehenden Beeinträchtigung v. a. der

filtrierenden sessilen Fauna sowie zu einer temporären Vergrämung von Fischen und ggf. einer Schädigung von Fischlaich kommen (vgl. Kap. 5.2.2 und 5.2.6).

Tatsächliche Auswirkungen im Gebiet stellen sich, nicht zuletzt aufgrund von Schutzmaßnahmen wie folgt dar:

- Für die lokal betroffenen Gebiete liegen Untersuchungen im Auftrag von OAM (verschiedene im Rahmen der Verfahren zur Verlängerung des Hauptbetriebsplanes eingereichte Fachgutachten) und fachgutachterliche Beurteilungen des BfN vor. Bei der Sedimentgewinnung kann der Meeresgrund laut Betreiber bis zu 2 m tief in mehreren Fahrten (trails) abgetragen werden (s. Kap. 4.2.7). Die im Rahmen der Verfahren zur Verlängerung des Hauptbetriebsplanes eingereichte Fachgutachten zeigen, dass im Zeitraum von 2010–2014 der erfolgte Abbau im Rahmen der genehmigten Betriebspläne für „**OAM III**“ bisher zu keinerlei Veränderungen des Sedimentes (KGS) führte. Entsprechend des Planfeststellungsbeschlusses (LBEG 2004) ist (auch bei nachträglicher Feststellung von Riffen) ein Sicherheitsabstand von 500 m bei Sandgewinnung und 750 m bei Kiesgewinnung um Steinfelder einzuhalten. Für die abgebauten Bereiche im Bewilligungsfeld „OAM III“ ist also davon auszugehen, dass es zwar zu einer (wiederkehrenden) Beeinträchtigung des Makrozoobenthos kam, nach Abschluss der Regeneration aber keine dauerhaften Auswirkungen auf KGS oder benthische Lebensgemeinschaften mehr vorhanden sind.
- Im Feld „**Weißer Bank**“ wurden zum Schutz der Riffe drei Schutzzonen um die in der UVS ausgewiesenen Steinfelder eingerichtet, in denen eine Sedimentgewinnung nicht zulässig ist (LBEG 2002). In diesen Schutzzonen liegen gemeldete Vorkommen des LRT „Riffe“ und KGS-Sedimente (vgl. Abb. 7). Es ist jedoch von weiteren Riffvorkommen im Abbaubereich auszugehen, die zunächst nicht vom Abbau ausgenommen wurden. In der Vergangenheit wurden in Teilen dieser zusätzlichen Riffvorkommen Abbau betrieben. Es ist daher davon auszugehen, dass es durch den Abbau im Bewilligungsfeld „Weißer Bank“ im Gegensatz zu „OAM III“ zu dauerhaften Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ und wahrscheinlich auch KGS-Biotope kam. Allerdings hat ein Abbau im Feld „Weißer Bank“ letztmalig 2009 stattgefunden. Der letztmalig zugelassene Hauptbetriebsplan (23.02.2010 bis 28.02.2012) umfasste ausschließlich Bereiche außerhalb von Riffen.

Die Sedimente in den „OAM III“-Bereichsfeldern mit Abbau (ca. 4 km²) bestanden fast ausschließlich aus Mittel- und Grobsanden, die temporär beeinträchtigt werden. Nach den vorliegenden Daten ist davon auszugehen, dass KGS-Vorkommen betroffen sind. Der LRT „Riffe“ ist durch „OAM III“ nicht betroffen.

Derzeit findet im Gebiet „Weißer Bank“ kein Abbau statt. Die Auswirkungen des letztmalig stattgefundenen Abbaus im Feld „Weißer Bank“ sind aber aktuell immer noch nachweisbar, da davon ausgegangen werden kann, dass durch den Abbau die den LRT „Riffe“ definierenden Sedimente innerhalb der abgebauten Flächen verloren gegangen sind („worst case“). Die für die Jahre 2002-2009 genehmigten Abbaufelder im Feld „Weißer Bank“ umfassen u. a. insgesamt ca. 7 km² oder ca. 4,5 % der derzeit gemeldeten

Vorkommen des LRT „Riffe“ im NSG. Es hat aber nicht auf der ganzen Fläche ein Abbau stattgefunden, so dass die tatsächlich betroffene LRT-Fläche kleiner ist. Nach den vorliegenden Daten ist davon auszugehen, dass der nach § 30 BNatSchG geschützte Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im Gebiet „Weiße Bank“ nur kleinräumig vorkommt.

Die aktuellen Auswirkungen der Gewinnung von Sand und Kies auf den LRT „Riffe“ werden insgesamt als mittel (2) bewertet, da sie aus den o. g. Gründen nur einen relativ kleinen Teil des LRT „Riffe“ betreffen.

In Anbetracht der Ergebnisse des Abbaumonitorings und der derzeit stattfindenden extensiven Nutzung werden die Auswirkungen auf den nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ insgesamt als mittel (2) eingestuft.

6.10.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Wie bereits für die LRT beschrieben (s. Kap. 6.10.1), sind nur für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ Auswirkungen aus der Gewinnung von Sand und Kies relevant. Der Umfang der aktuellen Nutzung ist in Kap. 6.10.1 und 4.2.7.2 beschrieben. Flussneunaugen und Finten können v. a. während der Abbautätigkeiten beeinträchtigt werden. Die Auswirkung auf beide Arten ist vor allem eine Scheuchwirkung, die durch die Resuspension von Sediment und die Schallemission der Baggerungen hervorgerufen wird. Die marine Sand- und Kiesgewinnung ist mit einem temporären Verlust an Nahrungshabitaten verbunden. Diese Auswirkungen sind zeitlich und räumlich begrenzt. Möglich ist prinzipiell auch ein Einsaugen einzelner Individuen durch den Bagger. Aufgrund der geringen, vereinzelt Vorkommen von Flussneunaugen und Finten werden die Auswirkungen als gering (1) eingestuft.

6.10.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Zwar gehen mit der marinen Sand- und Kiesgewinnung mehrere Wirkfaktoren einher, auf die Trauerenten sehr empfindlich reagieren (visuelle Störung, Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust, Schadstoffemission), doch befinden sich die bewilligten Abbaufelder ausschließlich in Bereichen des NSG, in denen aufgrund ihrer relativ küstennahen Verbreitung keine Trauerenten vorkommen. Die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Trauerenten sind daher mit fehlend bzw. vernachlässigbar (0) zu bewerten.

6.10.4 Auswirkungen auf Seetaucher und Alkenvögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Der marinen Sand- und Kiesgewinnung sind mehrere Wirkfaktoren zuzuordnen, denen gegenüber Seetaucher sehr empfindlich reagieren. Die Präsenz von Bagger- und Transportschiffen stellt für Seetaucher eine visuelle Störung dar. Sie sorgt für Fluchtreaktionen bzw. aufgrund von gehaltenen Abständen für (zumindest vorübergehend) nicht nutzbare Bereiche im Schutzgebiet, da Seetaucher und Alkenvögel ganz allgemein eine große Scheu vor Schiffen zeigen (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Somit ist auch eine Barrierewirkung im Hinblick auf diese Schiffe möglich (Kap. 5.4.6). Zudem sind Schadstoffemissionen in Form von Öl, das auf der Wasseroberfläche treibend Gefiederverschmutzung verursachen könnte, einzukalkulieren (Kap. 5.4.10). Durch die bis zu 2 m tiefe Abtragung des Sedimentes am Meeresgrund werden diese Bereiche physisch zerstört, so dass dort – je nach Geschwindigkeit der Regeneration – über Jahre keine oder nur eine eingeschränkte Nahrungssuche mehr möglich ist. Seetaucher ernähren sich von kleinen Fischen, die an Sandboden oder Riffe gebunden sind und folglich durch die marine Sand- und Kiesgewinnung ihres Lebensraumes beraubt werden können. Für Seetaucher und Alkenvögel hat der Habitatverlust ihrer Nahrungsfische mittelfristig reversible Auswirkungen, da einige Jahre bis zur Wiederbesiedlung durch Benthosorganismen vergehen können (Herrmann & Krause 2000, Tillin et al. 2011, Kap. 5.4.5). Über die Abbaufelder hinaus können Trübungsfahnen auftreten, die Seetaucher und Alkenvögel möglicherweise bei der Nahrungssuche behindern (Kap. 5.4.11).

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind drei große Abbaufelder bewilligt, wobei in zwei dieser Gebiete bereits Abbau betrieben wird bzw. wurde. Im einzigen derzeit aktiven Abbaufeld „OAM III“ gibt es Beschränkungen hinsichtlich der Abbauphase und der räumlichen Ausdehnung (maximal 51 km² in 2–4 Jahren, s. Kap. 4.2.7.2), die derzeit weit unterschritten werden. Unter den derzeitigen Umständen (Abbau nur auf 4 km² in maximal 40 h/Jahr) ist die Abbautätigkeit mit einer geringen Befahrungsintensität und kleinräumigen visuellen Störungen sowie relativ kleinflächigen Habitatverlusten (entsprechend 0,07 % des NSG) verbunden. Unter Berücksichtigung der zeitlichen, räumlichen und technischen Einschränkungen beim aktuell stattfindenden Abbau, werden die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Stern- und Prachtaucher sowie Tordalk und Trottellumme als gering (1) eingeschätzt.

6.10.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eine Lebensraum- und Biotopveränderung bzw. ein Lebensraum- und Biotopverlust im Zuge der marinen Sand- und Kiesgewinnung hat keine starken Auswirkungen auf Eissturmvogel und Basstölpel, weil sie in der Nordsee die Arten mit der geringsten Bindung an Sandaale sind (Furness & Tasker 2000). Visuelle Störungen durch Schiffe spielen bei diesen Arten keine Rolle (Kap. 5.4.8); allenfalls von diesen freigesetzte Abfälle und Schadstoffe (Öl) kommen als schädigende Faktoren in Betracht. Angesichts der nur

wenigen Schiffe, die im NSG Sedimentgewinnung betreiben, sind die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Eissturmvögel und Basstölpel fehlend bzw. vernachlässigbar (0).

6.10.6 Auswirkungen auf Spatelraubmöwen und Skuas

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Spatelraubmöwen parasitieren in der Deutschen Bucht überwiegend Dreizehenmöwen und Brandseeschwalben (Dierschke & Daniels 2002), die ihrerseits zu einem großen Teil Sandaale zur Ernährung nutzen. Die physische Störung des Meeresbodens durch die marine Sand- und Kiesgewinnung mit Habitatverlusten für Sandaale und daher auch für Dreizehenmöwen und Brandseeschwalben hat somit indirekt auch Auswirkungen auf Spatelraubmöwen. Ähnliches gilt möglicherweise für Skuas. Angesichts der Möglichkeit, die von ihnen parasitierten, weitaus zahlreicheren Seevögel entsprechend ihrer Anwesenheitsmuster aufzusuchen, ist kaum mit nennenswerten Beeinträchtigungen zu rechnen. Die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Spatelraubmöwen und Skuas werden daher als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.10.7 Auswirkungen auf Dreizehenmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die drei im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ genehmigten Abbaugelände nehmen zwar 22 % der Schutzgebietsfläche ein, doch beschränkt sich der Abbau aktuell auf 4 km² (0,07 % des Schutzgebietes). Infolge der mehrere Jahre dauernden Wiederbesiedlung des Meeresbodens ist aber eine Einschränkung des Nahrungsangebots über diesen Bereich hinaus zu erwarten. Im Vergleich zu Seetaucher und Alkenvögel sind Dreizehenmöwen bei der Nahrungssuche mobiler, so dass die Auswirkungen als noch geringer einzuschätzen sind als bei jenen Arten. Auch die für Seetaucher und Alkenvögel genannten Störungen (Kap. 6.10.4) entfallen für Dreizehenmöwen weitgehend. Daher werden die Auswirkungen des Sand- und Kiesabbaus auf Dreizehenmöwen als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.10.8 Auswirkungen auf Möwen (ohne Dreizehenmöwe) und Seeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Für die im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ lebenden Möwen (Ausnahme: Dreizehenmöwe, s. Kap. 6.10.7) und Seeschwalben kommen als Beeinträchtigung durch den Sand- und Kiesabbau in erster Linie Gefiederverschmutzungen durch im Rahmen der dazugehörigen Schifffahrt eingetragenen Öle in Frage. Sandaale spielen im Beutespektrum für die meisten Möwen- und Seeschwalbenarten eine untergeordnete Rolle. Lediglich für Brandseeschwalben stellen Sandaale wichtige Bestandteile der Nahrung dar. Die küstenferne Lage der Abbaugelände legt aber nahe, dass diese für

Brandseeschwalben nicht von besonderer Bedeutung sind. Da auch der mit dem Sand- und Kiesabbau verbundene Schiffsverkehr eher lokal und mit geringer Intensität auftritt, werden die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Zwerg-, Sturm- und Heringsmöwen sowie auf Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.10.9 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Bei der industriellen Aufsuchung von Sand- und Kies-Lagerstätten werden vor allem Seitensichtsonare eingesetzt und Sedimentproben entnommen. Ohne genaue Kenntnis der verwendeten Geräte (Quellpegel, Frequenzbereich) kann keine genaue Bewertung der Störungen durch den seitlich ausgerichteten Impulsschallkegel erfolgen. Geräte mit hohen Frequenzen (>100 kHz) sind aufgrund der nur geringen Reichweiten für Meeressäuger in Bezug auf Störungen vermutlich wenig problematisch. Auch liegen sie außerhalb des von Robben hörbaren Frequenzbereichs.

Die Auswirkungen der eigentlichen Sand- und Kiesgewinnung auf Schweinswale und Robben ergeben sich vor allem aus dem von Schleppkopf-Saugbaggern (sog. Hopperbaggern) emittierten Dauerschall (Kap. 5.5.2). Eine ausgeprägte Störwirkung von Baggerarbeiten ist an Großen Tümmlern nachgewiesen (Pirodda et al. 2013) und wird bei der Bewertung auch bei Schweinswalen unterstellt, die auch stark auf andere Arten von Schallemissionen reagieren. Ein Störradius kann für Schweinswale jedoch nicht bestimmt werden, da für Dauerschall derzeit keine Relevanzschwelle bestimmt werden kann. Dies gilt auch für Robben. Tieffrequente Dauerschallemissionen können bei Robben zur Maskierung arteigener Kommunikationslaute führen, was insbesondere zur Paarungszeit relevant ist, weil dies negative Auswirkungen auf den Fortpflanzungserfolg haben kann. Darüber hinaus kann es zu einer Resuspension und Verdriftung von Schadstoffen (Kap. 5.5.12) kommen. Eine physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. ein Lebensraum-/Biotopverlust (Kap. 5.5.7) wirkt sich indirekt über den Pfad einer herabgesetzten Nahrungsverfügbarkeit aus: Eine geänderte Nahrungszusammensetzung mit verringerter Verfügbarkeit von Fischen mit ausreichendem Energiegehalt (Kap. 3.6.1.2) kann negative Konsequenzen für den Stoffwechsel und Energiehaushalt haben und sich negativ auf die individuelle Fitness und auf die Populationen von Schweinswalen und Robben auswirken.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind drei große Abbaugelände bewilligt, wobei es im Bewilligungsfeld Weiße Bank seit 2009 keinen Abbaubetrieb mehr gibt, im Bewilligungsfeld BSK noch keinen Abbau gegeben hat und lediglich im Feld OAM III auf einer Fläche von unter 4 km² aktuell Abbautätigkeiten stattfinden. Dies entspricht etwa 0,07 % der NSG-Fläche. Die aktuellen Abbaufelder liegen im Hauptkonzentrationsgebiet von Schweinswalen, während dort die Dichten von Robben vergleichsweise gering sind. Im Feld OAM III wird seit 2006 nur auf 4–19 Fahrten pro Jahr gebag-

gert, eine jahreszeitliche Einschränkung gibt es nicht. Somit kann in der Reproduktionszeit von Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben Abbau stattfinden, während der besonders für Seehunde und Kegelrobben eine Emittierung von Dauerschall aufgrund der möglichen Maskierung von Paarungsrufen relevant ist.

Durch den Abbau kommt es zu einer Veränderung des Meeresbodens, welcher u. a. Habitate der für Schweinswal, Seehunde und Kegelrobben wichtigen (weil fettreichen) Beute Sandaale betrifft. Unter dem derzeitig nur extensiv stattfindenden Abbau kommt es dabei zu kurz- bis mittelfristigen Beeinträchtigungen der Nahrungsgrundlagen.

Durch den erhöhten Energiebedarf zur Laktationszeit ist die Verfügbarkeit von Fischen mit ausreichendem Fettgehalt für Schweinswale im Hauptkonzentrationsgebiet besonders wichtig.

Die Nutzung findet regelmäßig, aber in einem sehr geringen Umfang (ca. 1 Mal pro Monat) statt. Die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde im NSG werden daher jeweils mit gering (1) bewertet.

6.10.10 Gesamtauswirkungen der Aufsuchung von Sand und Kies

In diesem Kapitel sind die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 66). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 66: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Aufsuchung von Sand und Kies auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	-	-	-
-	Riffe	-	/	2
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	-	/	2
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	-	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Sterntaucher	/	/	1
	Prachtaucher	/	/	1
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	1
	Trottellumme	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flussseeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	-	-	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-	-	1
Robben	Kegelrobbe	-	/	1
	Seehund	-	-	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-	-	1
Gesamtauswirkungen		0 von 24	0 von 24	9 von 36

6.11 Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen

6.11.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

„Sandbank“

Von den in der deutschen AWZ der Nordsee vorkommenden LRT bzw. geschützten Biotoptypen sind Sandbänke der gegenüber Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen unempfindlichste Typ, v. a. aufgrund ihrer vergleichsweise schnellen Regeneration (s. a. Kap. 5.2.1). Zudem sind die Auswirkungen der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen wie die Entsiedelung durch die Sedimentumlagerung und -verdichtung entlang der jeweiligen Trasse nur kleinräumig und temporär. Aufgrund der großen Kabellängen und der Vielzahl an Kabeln, die aktuell verlegt werden, kann sich dennoch in der Summe eine nicht zu vernachlässigende beeinträchtigte Fläche ergeben (auch in den NSG). Als Regenerationszeiträume werden Zeiträume < 3 Jahre angenommen (BioConsult 2015), besonders ins Gewicht fallen daher erst vor kurzer Zeit verlegte Kabel bzw. Rohrleitungen. Nur im Bereich der Kreuzungsbauwerke von Kabeln (die in der deutschen AWZ der Nordsee zur Verringerung der Gefahr von Aufankerungen inzwischen immer im Meeresboden verlegt werden) sowie durch die i. d. R. auf dem Meeresboden abgelegten Pipelines kommt es kleinräumig zu einer dauerhaften Lebensraum- und Biotopveränderung bzw. einem Lebensraum- und Biotopverlust. Die betriebsbedingten Temperaturänderungen und die elektromagnetischen Felder wirken sich bei Umsetzung geeigneter Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen (u. a. ausreichende Verlegetiefe zur Einhaltung des sog. „2 K-Kriteriums“; s. Kap. 4.3.1.1) nur geringfügig aus und haben lediglich kleinräumige Auswirkungen (vgl. OSPAR Commission 2009, 2012), wenngleich die verbleibenden geringen Auswirkungen elektromagnetischer Felder auf die Fischfauna noch immer unzureichend untersucht sind.

NSG „Borkum Riffgrund“

Das NSG „Borkum Riffgrund“ wird von mehreren Kabeln gequert, von denen eines 2016 verlegt wurden (Kap. 4.3.1.2, Abb. 55). Aus den oben genannten Gründen (v. a. baubedingte Beeinträchtigungen) werden die Auswirkungen auf das Schutzgut im Gebiet als gering (1) eingestuft.

NSG „Doggerbank“

Das NSG „Doggerbank“ wird von mehreren Rohrleitungen gequert, die schon längere Zeit in Betrieb sind (Kap. 4.3.1.2). Da keine baubedingten Auswirkungen mehr vorhanden sind, bei Rohrleitungen aber eine dauerhafte Habitatveränderung eintritt, werden die Auswirkungen auf das Schutzgut im Gebiet als gering (1) eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wird von mehreren Kabeln gequert (Kap. 4.3.1.2, Abb. 56), die Amrumbank als einziges Vorkommen des LRT „Sandbänke“ im Gebiet allerdings nur von einem außer Betrieb befindlichen Telekommunikationskabel. Da zudem im Bewertungszeitraum keine Verlegearbeiten stattgefunden haben und keine künstlichen Strukturen am Meeresboden vorhanden sind, werden die Auswirkungen auf den LRT in diesem Gebiet als vernachlässigbar (0) eingestuft.

„Riffe“

Riffe werden durch die Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen im Trassenbereich auf einem mehrere Meter breiten Streifen zerstört (vgl. Kap. 5.2.1). Im NSG „Borkum Riffgrund“ und im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden jedoch die gemeldeten Vorkommen des LRT „Riffe“ durch alle vorhandenen Kabel sowie Rohrleitungen umgangen, es treten keine Auswirkungen (0) auf. Mögliche Auswirkungen durch zukünftige Trassen lassen sich vermeiden, indem Riffe – wie bei den aktuellen Trassen – umgangen werden.

Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

„Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ sind gegenüber fein- bis mittelsandigen Biotopen empfindlicher in Bezug auf eine Veränderung der Sedimentzusammensetzung (z. B. durch Eintrag von feinkörnigen Sedimente, s. Kap. 5.2.2), zudem sind einige gegenüber Störungen empfindliche Arten charakteristisch für diesen Biotoptyp (vgl. Kap. 5.2.1). Bei der Bewertung der Auswirkungen ist jedoch zu beachten, dass die Auswirkungen der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen wie die Entsiedelung durch die Sedimentumlagerung und -verdichtung entlang der jeweiligen Trasse, nur kleinräumig und temporär sind. Als Regenerationszeiträume werden Zeiträume von bis zu 5 Jahren angenommen (BioConsult 2015). Nur im Bereich der Kreuzungsbauwerke von Kabeln (die in der deutschen AWZ der Nordsee zur Verringerung der Gefahr von Aufankerungen inzwischen immer im Meeresboden verlegt werden) sowie durch die i. d. R. auf dem Meeresboden abgelegten Rohrleitungen kommt es lokal zu einer dauerhaften Lebensraum- und Biotopveränderung bzw. einem Lebensraum- und Biotopverlust. Die betriebsbedingten Temperaturänderungen und die elektromagnetischen Felder wirken sich bei Umsetzung geeigneter Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen (v. a. ausreichende Verlegetiefe zur Einhaltung des sog. „2 K-Kriteriums“; s. Kap. 4.3.1.1) nur geringfügig aus und haben lediglich kleinräumige Auswirkungen (vgl. OSPAR Commission 2009, 2012), wenngleich die verbleibenden geringen Auswirkungen elektromagnetischer Felder auf die Fischfauna noch immer unzureichend untersucht sind.

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

In beiden NSG queren Kabel Flächen, die gem. § 30 BNatSchG dem geschützten Biotoptyp „KGS“ zuzuordnen sind. Aufgrund der Kleinräumigkeit der Auswirkungen und der nur temporären Beeinträchtigung durch die Verlegung werden die Auswirkungen der Verlegung des DolWin3-Kabels im NSG „Borkum Riffgrund“ als gering (1) eingestuft. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ waren durch die Verlegung des SylWin1-Kabels sowie des Butendiek-Kabels größere Flächen dieses Biotoptyps betroffen, so dass die Auswirkungen als mittel (2) eingestuft werden.

6.11.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Für Flussneunaugen und Finten sind in Bezug auf die Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen Schallemissionen, Scheucheffekte und Trübungsfahnen von Relevanz. Während der Bauzeit können diese Wirkfaktoren einen temporären und lokalen Verlust von Nahrungsflächen bewirken. In der Betriebsphase sind elektromagnetische Felder im Nahbereich von Kabeln relevant. Welche Auswirkungen elektromagnetische Felder auf die Finte und das Flussneunauge haben, ist nicht abschließend geklärt. „Orientierungsstörungen“ im Bereich elektromagnetischer Felder betreffen vermutlich auch Finten und Flussneunaugen (s. Kap. 5.3.4), sie sind aber wahrscheinlich lokal ausgeprägt und lösen keine relevanten Einschränkungen der räumlichen Wechsel in den Schutzgebieten aus. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Beide NSG werden von mehreren Kabeln und Rohrleitungen gequert, die z. T. im Bewertungszeitraum verlegt wurden (Kap. 4.3.1.2). Die Auswirkungen auf Finten (im NSG „Borkum Riffgrund“) bzw. Flussneunaugen und Finten (im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“) werden jeweils als vernachlässigbar (0) eingestuft, da die relevanten Wirkfaktoren nur lokal während der Bauphase (Schallemissionen) bzw. mit geringer Intensität entlang der Kabel (Magnetfelder) auftreten.

6.11.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen sind für Seevögel der sowohl mit dieser Nutzung verbundener Schiffsverkehr und Baubetrieb als auch die Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. die Lebensraum-/Biotopverluste durch physische Eingriffe in den Meeresboden zu betrachten. Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verluste betreffen v. a. Vogelarten, für die Sandaale und Muscheln eine wichtige Nahrungsquelle darstellen (Trauerente, Stern- und Prachtaucher, Tordalk, Trottellumme, Dreizehenmöwe, Brandseeschwalbe). Eine Störung des Lebensraums von Sandaalen und Muscheln könnte zu einer Verringerung des Nahrungsangebots führen. Von Schiffen ausgehende visuelle Störungen könnten, wie bei anderen Formen der Schifffahrt, Trauerenten,

Seetaucher und Alkenvögel betreffen (Kap. 5.4.6), während Abfall- und Schadstoffemissionen für alle Arten mehr oder weniger relevant sind (Kap. 5.4.9 und Kap. 5.4.10). Der Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen hat für Vögel keine direkten Folgen. Aufgrund der nur vorübergehenden und lokal begrenzten Beeinflussung von Teilen des NSG im Rahmen von Verlegungen werden die Auswirkungen auf alle Seevogelarten als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.11.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Bei der Beurteilung der Auswirkungen ist zwischen der Verlegung und dem Betrieb von Leitungen zu unterscheiden. Verlegearbeiten sind mit der Anwesenheit von Schiffen verbunden. Durch diese und die am Meeresboden stattfindenden Verlegearbeiten entstehen Dauerschall (Kap. 5.5.2) sowie weitere schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9). Trübungsfahren können eine Resuspension von Schadstoffen (Kap. 5.5.12) bewirken. Bei Rohrleitungen kann es zu Havarien mit Austritt von Schadstoffen kommen, die jedoch hier nicht bewertet werden. Die Verlegung von Leitungen und Kabeln kann eine Beseitigung von Munitionsaltlasten durch Sprengungen (mit ihren Wirkfaktoren Impulsschall und Schadstoffeinträge) erforderlich machen. Die Auswirkungen der Sprengungen werden hier als potenziell berücksichtigt.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ fanden 2016 die Verlegearbeiten des DoWin3-Kabels, einem Kabel zur Netzanbindung von Offshore-Windparks, statt (Kap. 4.3.1.2). Die Störungen durch Dauerschall waren räumlich auf jeweils einen geringen Flächenanteil begrenzt und sind voraussichtlich reversibel. Das Vorhandensein von Kabeln im Gebiet hat kaum Auswirkungen auf Schweinswale und Robben, da alle relevanten Wirkfaktoren (s. o.) baubedingt sind. Insgesamt werden die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Durch das Gebiet verlaufen mehrere Gaspipelines (Kap. 4.3.1.2). Es liegen aktuell keine Genehmigungen für Kabelverlegungen vor. Die Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde ergeben sich daher allein aus dem Betrieb der vorhandenen Gaspipelines und werden als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Bewertungszeitraum 2010 bis 2015 erfolgte im Norden und im Süden des NSG die Verlegung von drei Kabelanbindungen für OWP (Kap. 4.3.1.2). Die Störungen durch Dauerschall waren räumlich auf jeweils einen geringen Flächenanteil begrenzt und voraussichtlich reversibel. Das Vorhandensein von Kabeln im Gebiet hat allenfalls geringe

Auswirkungen auf Schweinswale und Robben, da alle relevanten Wirkfaktoren (s. o.) baubedingt sind. Insgesamt werden die Auswirkungen als gering (1) bewertet.

6.11.5 Gesamtauswirkungen der Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 67). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 67: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	1	1	0
-	Riffe	0	/	0
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	2
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0
	Finte	0	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		0
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Sterntaucher	/	/	0
	Prachtttaucher	/	/	0
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	0	1
Robben	Kegelrobbe	0	/	1
	Seehund	0	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	0	1
Gesamtauswirkungen		2 von 24	1 von 12	4 von 36

6.12 Energieerzeugung aus Wind

6.12.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Im Zusammenhang mit der Energieerzeugung aus Wind (Offshore-Windparks: OWP) sind Lebensraum- und Biotopveränderungen bzw. Lebensraum- und Biotopverluste, Trübungsfahren, Schallemissionen sowie Schadstoff- und Abfalleinträge potenziell relevant. Für die hier betrachteten Schutzgüter treten die aus dem Bau und dem Betrieb eines OWP resultierenden Auswirkungen im Wesentlichen auf der Fläche des jeweiligen OWP bzw. in seinem näheren Umfeld auf (vgl. Kap. 5.2.1, 5.2.2, 5.2.4 und 5.2.7). Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist der OWP „Butendiek“ in Betrieb. Weitere OWP sind gemäß Verordnung über die Raumordnung (AWZ Nordsee-ROV) vom 21. September 2009 in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee unzulässig (vgl. Kap. 4.3.2.2).

In der Umgebung des NSG „Doggerbank“ ist entsprechend des Bundesfachplans Offshore sowie des Offshore-Netzentwicklungsplans bis 2025 und wahrscheinlich auch danach aufgrund fehlender Netzanbindungen keine Umsetzung von Windkraft-Projekten zu erwarten. Eine Betrachtung der aktuellen Auswirkungen entfällt daher für dieses Gebiet.¹⁷⁴

NSG „Borkum Riffgrund“

Der dem Schutzgebiet am nächsten liegende, in Betrieb befindliche Windpark („Borkum Riffgrund I“) ist etwa 2,8 km von der Schutzgebietsgrenze entfernt; geplante Windparks grenzen unmittelbar an das NSG an (Abb. 57). Durch den Bau von OWP der sog. Cluster 1 und 2 im nahen Umfeld des Schutzgebietes sind Sedimentverdriftungen in das Gebiet hinein sowie eine temporäre Vergrämung von Fischen durch Schall nicht auszuschließen. Die Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ werden aufgrund der kurzen Dauer und geringen Intensität der baubedingten Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft. Für den LRT „Riffe“ und den Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ im Gebiet sind keine Auswirkungen (0) zu erwarten, da alle bekannten und zu erwartenden Vorkommen im zentralen Bereich des Borkum Riffgrundes liegen und damit aufgrund ihrer Entfernung zu den OWP außerhalb des Wirkraumes.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Der OWP „Butendiek“ liegt im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Im Bereich des OWP befinden sich Sedimente des nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (s. Kap. 3.1.3.2). Die Auswirkungen auf diesen Biotoptyp werden vor dem Hintergrund des nur lokal dauerhaften

¹⁷⁴ Die von TenneT vorgestellten Pläne zur Errichtung einer künstlichen Insel im Bereich der Doggerbank zur Errichtung von OWP und Vernetzung der Stromnetze sehen nach umfangreichen Abstimmungen eine Realisierung zwischen 2030 und 2050 vor (Quelle: <https://www.tennet.eu/de/unsere-kernaufgaben/innovationen/nordsee-infrastruktur/>; 08.05.2017).

Verlustes durch Überbauung als mittel (2) eingestuft. Vorkommen des LRT „Riffe“ finden sich nur außerhalb des OWP, das nächstgelegene Vorkommen befindet sich 500 m südwestlich des OWP. Auswirkungen sind daher nicht vorhanden. Die Auswirkungen des erhöhten Schiffsverkehrs in und um den Windpark herum (kleinräumige Beeinträchtigung durch Ankerungen, Schadstoffeinträge) auf KGS-Vorkommen und den LRT „Riffe“ sind vernachlässigbar (0). Der LRT „Sandbänke“ ist nicht betroffen, da er außerhalb des Wirkraumes liegt.

6.12.2 Auswirkungen auf Flussneunauge und Finte

Für Flussneunaugen und Finten sind im Zusammenhang mit der Energieerzeugung aus Wind (Offshore-Windparks; OWP) Schallemissionen und elektromagnetische Felder (vgl. Kap. 6.9.2) potenziell relevant.

NSG „Borkum Riffgrund“

Der dem Schutzgebiet am nächsten liegende, in Betrieb befindliche Windpark („Borkum Riffgrund I“) ist nur etwa 2,8 km von der Schutzgebietsgrenze entfernt. Für den Ramm-schall, der beim Bau entstanden ist, sind daher Verletzungen von Finten unwahrscheinlich, lediglich temporäre Meidungsreaktionen sind möglich. Von den betriebsbedingten Wirkfaktoren gehen ebenfalls geringe Auswirkungen aus: Elektromagnetische Felder wirken nur im unmittelbaren Umfeld der parkinternen Verkabelung eines OWP. Da im NSG „Borkum Riffgrund“ kein OWP vorhanden ist, spielen diese Auswirkungen hier keine Rolle. Schallemissionen von in der Nähe des Gebietes liegenden Windparks können Finten im Gebiet hören, es ist aber nur von einer allenfalls geringen Meidungsreaktion auszugehen. Die Auswirkungen auf Finten im NSG „Borkum Riffgrund“ werden daher als vernachlässigbar (0) eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ befindet sich der OWP „Butendiek“. Im unmittelbaren Umfeld der parkinternen Verkabelung sind Reaktionen von Flussneunaugen und Finten nicht auszuschließen. Welche Auswirkungen elektromagnetische Felder auf die Finte und das Flussneunauge haben, ist jedoch nicht abschließend geklärt.

Die (Dauer-)Schallemissionen des OWP und auch der in der näheren Umgebung des Gebietes liegenden und bereits in Betrieb befindlichen OWP (Kap. 4.3.2.2) können zu Meidungsreaktionen führen und damit den Lebensraum von Finten beeinträchtigen. Die Auswirkungen auf Finten im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden insgesamt aufgrund der geringen Intensität der Schalleinträge in das NSG als gering (1) eingestuft. Die Auswirkungen auf Flussneunaugen werden ebenfalls als gering (1) eingestuft. Durch das Vorkommen von "künstlichen" Hartsubstraten (OWP-Fundamente) im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist auch von einer lokalen Erhöhung der Attraktivität des Schutzgebietes für Neunaugen auszugehen, die gezielt Hartsubstrate

als Versteck- und Ruheräume nutzen. Durch die baubedingten Wirkfaktoren (v. a. Rammschall) sind zwar weitere Belastungen vorhanden gewesen, diese führen aber nicht zu einer höheren Einstufung der Auswirkungen.

6.12.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Trauerenten gelten als sehr empfindlich gegenüber den Wirkfaktoren, die von der Energieerzeugung aus Wind ausgehen. Es summieren sich dabei Auswirkungen, die von den Windenergieanlagen selbst ausgehen und jene, die vom Schiffs- und Flugverkehr hervorgerufen werden. Die meist deutliche Meidung von Offshore-Windparks (Dierschke et al. 2016) ist größtenteils auf eine visuelle Störung zurückzuführen, die insbesondere durch Windenergieanlagen, Schiffe und Helikopter hervorgerufen wird (Kap. 5.4.8).

Der einzige Windpark im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ("Butendiek") befindet sich deutlich westlich des Bereichs, in dem sich Trauerenten aufhalten. Dadurch werden diese Vögel höchstens dann beeinträchtigt, wenn Schiffe und Helikopter das Aufenthaltsgebiet queren. Aus Kostengründen erfolgen diese Transferfahrten, die auch zu den westlich des Schutzgebietes gelegenen Windparks „DanTysk“ und „Sandbank 24“ führen, vermutlich entlang relativ enger Korridore, so dass diese Störungen räumlich begrenzt bleiben (vgl. Abb. 38 in Kap. 4.1.1). Für ziehende Trauerenten stellt der Windpark „Butendiek“ eine Barriere dar (vgl. auch Kap. 5.4.6), die aufgrund der allgemein gegenüber Windenergieanlagen gezeigten Meidung wahrscheinlich umflogen wird (vgl. Skov et al. 2012, Leopold et al. 2013). Gemessen an der gesamten Zugstrecke ist der durch den Umweg anzunehmende höhere Energieverbrauch vermutlich vernachlässigbar (vgl. Masden et al. 2009 für die Eiderente). Da die Meidung der Windparks nicht vollständig ist, besteht beim Ein- und Durchfliegen ein Kollisionsrisiko, das angesichts meist recht geringer Flughöhe allerdings geringer ist als bei anderen Arten (Kap. 5.4.7). Die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Trauerenten können angesichts der geschilderten Auswirkungen auf ziehende Vögel und im Hinblick auf die o. g. Verbreitung als gering (1) eingestuft werden.

6.12.4 Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtaucher

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Seetaucher gelten als besonders empfindlich gegenüber der marinen Energieerzeugung aus Wind (Dierschke et al. 2016). Aufgrund visueller Scheuchwirkungen durch Windenergieanlagen und Schiffe ist von einem rechnerischen Meideabstand in Höhe von 2 km von Windparks auszugehen. Die Dichte kann bis in 7 km Entfernung zum Windpark verringert sein (Petersen et al. 2006). Zum Schutz der Seetaucher im Hinblick auf die Nutzung der deutschen AWZ durch OWP liegt seit 2009 mit dem sog. „Seetaucherpapier“¹⁷⁵ ein Bewertungsverfahren mit einem fachlich begründeten Ansatz vor, das im Rahmen der Genehmigungspraxis Anwendung findet.

¹⁷⁵Quelle: https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/awz/Dokumente/seetaucher_positionspapier_bf.pdf; 30.05.2017

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ besteht eine großflächige Überlapung des Vorkommens von Seetauchern mit den Bereichen, die von Windparks beeinflusst werden. Durch den im NSG befindlichen OWP „Butendiek“ stehen gemäß Genehmigungstext 101 km² Lebensraum (Windparkfläche zzgl. 2 km Meideabstand) nicht mehr zur Verfügung, was 3,2 % der Fläche des Bereichs II und 1,8 % der Fläche des Komplexgebietes ausmacht. Darüber hinaus ist ein Lebensraumverlust durch den im Süden unmittelbar an das NSG angrenzenden Windpark „Amrumbank West“ zu verzeichnen, weil der Meideabstand in den Bereich II des NSG hineinreicht (33,4 km²). Für das Komplexgebiet kommt ein Lebensraumverlust durch die Meidung des unmittelbar angrenzenden Windparks „DanTysk“ hinzu (37,0 km² im NSG bei einer angenommenen Meidedistanz von 2 km). Insgesamt beziffert sich dadurch der Lebensraumverlust durch die Meidung der Offshore-Windparks und ihrer Umgebung auf 171,4 km² im Komplexgebiet (d. h. 3,1 % von dessen Fläche) bzw. 134,4 km² in Bereich II (d. h. 4,3 % von dessen Fläche).

Im Zusammenhang mit dem Betrieb dieser und weiterer in der Nähe gelegener Windparks kommt es zu erhöhtem Schiffsverkehr durch Serviceschiffe. Aufgrund der hohen Fluchtdistanz von Seetauchern gegenüber Schiffen (Kap. 5.4.8) sorgt dieser Verkehr in allen Teilen des NSG für weiteren (temporären) Lebensraumverlust und Beeinträchtigungen der Körperkondition (Energieverluste durch zusätzliche Flüge und fehlende Zeit zur Nahrungssuche). Darüber hinaus wird der Lebensraum durch die Windparks und den Schiffsverkehr fragmentiert, wobei die Barrierewirkung auch für die auf dem Zug das NSG durchquerenden Seetaucher gilt. Individuenverluste durch Kollisionen an Windenergieanlagen sind vermutlich durch die Meidung gering. Angesichts der genannten kumulativen verkehrs- und anlagenbedingten Beeinträchtigungen der drei Windparks werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind als stark (3) eingestuft.

6.12.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eissturmvögel meiden Offshore-Windparks zumindest teilweise, doch ist Genaueres dazu bisher nicht bekannt (Dierschke et al. 2016). Vermutlich sind es die Vertikalstrukturen der Windenergieanlagen, die eine Meidung hervorrufen, während Schiffen gegenüber keine Scheu gezeigt wird (Kap. 5.4.8). Wegen der großräumig erfolgenden Nahrungsflüge dürfte auch die Barrierewirkung durch die Windparks keine große Rolle spielen, auch wenn wegen der partiellen Meidung ein Teil des marinen Lebensraums nicht nutzbar ist. Die entsprechende Fläche dürfte nicht über die Ausmaße des im NSG gelegenen Windparks „Butendiek“ (33 km², 0,6 % der Schutzgebietsfläche) hinausgehen. Insgesamt werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind als mittel (2) eingeschätzt.

6.12.6 Auswirkungen auf Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Offshore-Windparks verursachen bei Basstölpeln in erster Linie Lebensraumverlust und Habitatfragmentierung. Viele Basstölpel meiden Windparks, d. h. sie fliegen nicht in diese ein und beginnen das Umfliegen in bis zu 6 km Entfernung (Hill et al. 2014). Grund dafür ist sicherlich in erster Linie die visuelle Störung (Kap. 5.4.8); wegen der großen Distanz, auf die Reaktionen erfolgen, besteht eine starke Barrierewirkung (Kap. 5.4.6, s. auch Garthe et al. 2017 zum Umfliegen von Windparks). Ein kleiner Teil der Basstölpel fliegt aber in Windparks ein und unterliegt dabei aufgrund der Flughöhe, die im Bereich der Rotoren liegt, einem hohen Kollisionsrisiko (Kap. 5.4.7). Schiffen gegenüber wird keine Scheu gezeigt, doch sind Abfall- und Schadstoffemissionen der mit dem Betrieb von Windparks verbundenen Schifffahrt in Betracht zu ziehen, insbesondere das Verfangen in Plastikmüll beim Sturztauchen (Kap. 5.4.9).

Durch ihr Vorkommen im gesamten NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden Basstölpel mit den Windparks konfrontiert, die innerhalb des Schutzgebietes („Butendiek“) bzw. unmittelbar angrenzend an das Schutzgebiet („DanTysk“ und „Amrum-bank West“) errichtet wurden. Neben dem Lebensraumverlust ist insbesondere die Lage von drei Windparks an der Südwestecke des Schutzgebietes (direkt angrenzend „Amrum-bank West“ sowie nur jeweils 2 km entfernt „Meerwind Süd/Ost“ und „Nordsee Ost“) zu beachten, da diese eine Barriere für Basstölpel der Helgoländer Brutkolonie auf ihren Nahrungsflügen darstellt (vgl. Garthe et al. 2017) und somit den Einflug in das Schutzgebiet behindert. Darüber hinaus stellen diese Windparks Barrieren für ziehende Basstölpel dar. Die Größenordnung von Individuenverlusten durch Kollisionen, Verstrickung in Müll und Kontamination mit Öl ist quantitativ schwer einzuordnen, dürfte aber insgesamt von geringem Ausmaß sein. Allerdings weisen Basstölpel eine sehr hohe (deutsche Brutvögel) bzw. hohe Empfindlichkeit (Gastvögel) gegenüber Individuenverlusten auf (Bernotat & Dierschke 2016). Vor allem aber aufgrund der Lebensraumverluste und der Barrierewirkung werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Basstölpel als stark (3) eingeschätzt.

6.12.7 Auswirkungen auf Spatelraubmöwen und Skuas

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Gegenüber den von Offshore-Windparks ausgehenden Wirkfaktoren sind Raubmöwen weitgehend unempfindlich. Da sie keine Scheu vor Windenergieanlagen zeigen, besteht beim Einfliegen in Windparks grundsätzlich ein Kollisionsrisiko. Allerdings halten sich z. B. im Fall der Spatelraubmöwe die bevorzugt kleptoparasitierten Arten Dreizehenmöwe und Brandseeschwalbe eher außerhalb von Windparks auf. Prinzipiell können sich Raubmöwen mit Öl kontaminieren, das von Service- und Bauschiffen bei den Windparks möglicherweise freigesetzt wird. Da sich die Vögel nur zum Ruhen auf dem Wasser niederlassen, wird das Risiko der Gefiederverölung als gering eingeschätzt. Vor allem wegen der

fehlenden Meidung werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Spatelraubmöwen und Skuas als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.12.8 Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Mehrere Wirkfaktoren der Energieerzeugung aus Wind haben negative Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen. Aufgrund von visuellen Störungen durch die Windenergieanlagen, aber auch durch die bei Bau und Betrieb eingesetzten Schiffe, zeigen die Alkenvögel häufig eine ausgeprägte Meidung von Windparks (Dierschke et al. 2016). Dies hat zwar den Vorteil, dass das Kollisionsrisiko gering ist (auch angesichts sehr niedriger Flughöhen, Kap. 5.4.7), doch geht diese Meidung mit einem Verlust von Lebensraum einher. Einhergehend mit Lebensraum- und Biotopveränderungen bzw. Lebensraum- und Biotopverlust durch Überbauung des Sandbodens geht ein Habitatverlust für Sandaale, die wichtige Beutetiere von Alkenvögeln sind, einher (Kap. 5.4.5). Im Umfeld von Windparks können Trübungsfahnen, die sich mitunter an den Standbeinen der Windenergieanlagen bilden, die optische Ortung von Beutefischen erschweren (Kap. 5.4.11). Die Meidung von Windparks in und am Schutzgebiet bewirkt auch eine Fragmentierung des marinen Lebensraums. Diese Barrierewirkung, (Kap. 5.4.6) sie kommt bei Alkenvögeln im Winter wegen der geringen Flugaktivität eher zum Tragen als bei im Flug Nahrung suchenden Arten, sorgt im Sommer aber beim Flug von und zu Brutkolonien zur Versorgung der Jungvögel für einen höheren Energieverbrauch (Masden et al. 2010). Als weitere Wirkfaktoren, die für Tordalken und Trottellummen eine Gefährdung darstellen, sind Abfall- und Schadstoffemissionen zu nennen, die überwiegend von Schiffen, aber auch von Arbeiten im Windpark ausgehen können. Beim Tauchen können sich die Vögel in Müllobjekten verfangen, eine hohe Empfindlichkeit besteht gegenüber Gefiederverlötung (Kap. 5.4.9 und 5.4.10).

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ nimmt der Windpark „Butendiek“ eine Fläche von 33 km² ein, d. h. ca. 0,6 % der Fläche des Schutzgebietes. Auch die Meidung von knapp außerhalb des Schutzgebietes gelegenen Windparks kann Vögel innerhalb des Schutzgebietes betreffen, insbesondere wenn der im Umfeld stattfindende Schiffsverkehr eingerechnet wird (z. B. Windpark „Amrumbank West“, Mendel & Garthe 2016). Zugleich stellen Windparks in einem Bereich innerhalb des Schutzgebietes sowie in zwei Bereichen an den Schutzgebietsgrenzen Barrieren dar, die die Verteilung auf Nahrungsgebiete behindern und bei den Windparks südwestlich des NSG den direkten Flugweg zur Brutkolonie auf Helgoland versperren, aber auch für durchziehende Alkenvögel Umwege (mit erhöhtem Energieverbrauch) hervorrufen. Unter zusätzlicher Berücksichtigung von vermindertem Nahrungsangebot durch Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verlust und Trübungsfahnen sowie der Gefährdung durch Müll und Öl werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Tordalken und Trottellummen als stark (3) eingeschätzt.

6.12.9 Auswirkungen auf Dreizehenmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Dreizehenmöwen haben gegenüber einzelnen Windparks unterschiedliche Reaktionen gezeigt, die von Attraktion bis Meidung reichten (Dierschke et al. 2016). Eine partielle Meidung mit entsprechendem Lebensraumverlust (Kap. 5.4.5) und entsprechender Habitatfragmentierung durch Barrierewirkung (Kap. 5.4.6) ist daher zu berücksichtigen. Während einige Dreizehenmöwen Windparks umfliegen, dringen andere in sie ein und unterliegen aufgrund ihrer den Rotorbereich der Windenergieanlagen überlappenden Flughöhe einem Kollisionsrisiko (Kap. 5.4.7, Cook et al. 2012). Die Überbauung des Meeresbodens mit Windenergieanlagen führt darüber hinaus zu einer negativen Beeinflussung wichtiger Beutefische, der Sandaale (Kap. 5.4.5). Da Dreizehenmöwen gegenüber Schiffen keine Flucht zeigen, sind im Hinblick auf den mit Bau und Betrieb von Windparks verbundenen Schiffsverkehr die Freisetzung von Müll und Öl als Beeinträchtigungen zu nennen. Beim Bau von Windparks kann außerdem der von Rammarbeiten ausgehende Impulsschall Störungen verursachen.

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden Dreizehenmöwen zum einen vom im Schutzgebiet operierenden Windpark „Butendiek“, aber auch von Windparks an der West- und Südwestgrenze beeinflusst. Da die Meidung nur partiell ist, also nicht alle Vögel betrifft, ist der Lebensraumverlust schwer zu beziffern. Angesichts nur eines Windparks innerhalb des NSG und der hohen Mobilität bei der Nahrungssuche dürfte der partielle Verlust von maximal 33 km² (0,6 % der NSG-Fläche) durch den OWP „Butendiek“ nicht sehr stark ins Gewicht fallen. Im Hinblick auf Barrierewirkungen sind besonders die drei knapp südwestlich des NSG gelegenen Windparks „Amrumbank West“, „Nordsee Ost“ und „Meerwind Süd/Ost“ zu betrachten, die den Flugweg zwischen der Helgoländer Brutkolonie und Nahrungsgebieten im NSG teilweise blockieren (Mendel & Garthe 2016), aber auch für durchziehende Dreizehenmöwen ein Hindernis darstellen. Aufgrund der partiellen Meidung und der geringeren Flughöhe ist das Ausmaß von Kollisionen niedriger einzuschätzen als bei Großmöwen, doch hat zusätzliche Mortalität für Brut- und Gastvögel dieser Art eine hohe Bedeutung (Bernotat & Dierschke 2016). Zusammen genommen werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Dreizehenmöwen als stark (3) eingeschätzt.

6.12.10 Auswirkungen auf Zwergmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Nach Beobachtungen an verschiedenen operierenden Windparks zeigen Zwergmöwen bei solchen Anlagen eine partielle Meidung (Dierschke et al. 2016, Kap. 5.4.5). Es ist anzunehmen, dass diese Meidung auf visuelle Störung durch die Windenergieanlagen zurückgeht. Entsprechend werden Windparks umflogen statt durchquert, so dass auch der Wirkfaktor Barrierewirkung eine Rolle spielt. Gegenüber anderen Wirkfaktoren der Energieerzeugung aus Wind sind Zwergmöwen zumeist unempfindlich.

Hinsichtlich der beschriebenen Zusammenhänge sind Zwergmöwen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vom 33 km² großen Windpark „Butendiek“ betroffen. Aufgrund der anzunehmenden partiellen Meidung und zusammen mit den Barrierewirkungen – auch durch die im Westen und Südwesten angrenzenden Windparks und für durchziehende Individuen relevant – werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Zwergmöwen als mittel (2) eingestuft.

6.12.11 Auswirkungen auf Sturm- und Heringsmöwen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Sturm- und Heringsmöwen zeigen gegenüber Offshore-Windparks keine Meidung, sondern werden im Gegenteil häufig von diesen angezogen und rasten zwischen den Windenergieanlagen oder sogar auf den Standbeinen oder Umspannwerken (Dierschke et al. 2016). Aufgrund ihrer Flughöhe, die sich stark mit dem Rotorbereich der Windenergieanlagen überlappt, besteht für diese Vögel ein sehr hohes Kollisionsrisiko (Kap. 5.4.7).

Innerhalb des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ wirken die genannten Faktoren nur im Windpark „Butendiek“, allerdings können Kollisionen auch bei Flügen von und zum Schutzgebiet in den angrenzenden Windparks „DanTysk“ und „Amrumbank West“ erfolgen. Inwiefern der Windpark „Butendiek“ als Rastgebiet von Möwen genutzt wird, kann nicht beurteilt werden, weil Ergebnisse des betriebsbegleitenden Monitorings in den einzelnen Windparks bisher nicht zur Verfügung stehen. Zusätzlich zu Rastvögeln ist für alle hier behandelten Möwenarten mit Durchflügen von ziehenden Vögeln zu rechnen. Hinsichtlich ihrer Lage zur Küste und eingenommenen Fläche ähneln die etwas weiter nördlich gelegenen dänischen Offshore-Windparks „Horns Rev 1“ und „Horns Rev 2“ dem Windpark „Butendiek“¹⁷⁶. Daher ist anzunehmen, dass die für die beiden dänischen Windparks errechnete Größenordnung von Kollisionen (95–378 bzw. 90–360 Kollisionen pro Winterhalbjahr, Skov et al. 2012) auch für „Butendiek“ veranschlagt werden kann und daher mit einer dreistelligen Anzahl von kollidierenden Großmöwen je Winterhalbjahr zu rechnen ist. Ferner ist anzunehmen, dass im Sommerhalbjahr besonders Heringsmöwen von Kollisionen betroffen sind, weil diese das Gebiet um „Butendiek“ vermutlich häufig während ihrer Nahrungsflüge durchqueren. Aufgrund des prinzipiell hohen Kollisionsrisikos, aber angesichts der nur mittleren Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität (Bernotat & Dierschke 2016) werden die Auswirkungen der Windenergienutzung auf Sturmmöwen als mittel (2) eingeschätzt. Zwar hat zusätzliche Mortalität auch für die Heringsmöwe nur eine mittlere Bedeutung, doch ist bei dieser Art wegen des stärkeren Vorkommens im Bereich des Windparks „Butendiek“ mit einer hohen Zahl von Kollisionen zu rechnen (s. o.). In diesem Zusammenhang ist darauf zu verweisen, dass aufgrund des zu erwartenden Ausbaus der Windenergienutzung in der südlichen Nordsee und entsprechend prognostizierten Anzahlen von letalen Kollisionen dramatische Bestandsrückgänge bei der Heringsmöwe erwartet werden (Leopold et al. 2014, Brabant et al. 2015), und das trotz der genannten Einstufung zur Bedeutung additiver Mortalität. Unter der Annahme,

¹⁷⁶ Quelle: www.4coffshore.com; 29.11.2016

dass die o. g. Modellierungen die Realität widerspiegeln, werden die Auswirkungen für die Heringsmöwe daher als stark (3) eingeschätzt.

6.12.12 Auswirkungen auf Brandseeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Gegenüber Offshore-Windparks zeigen Brandseeschwalben eine partielle Meidung (Dierschke et al. 2016), so dass es zu Lebensraumverlusten und Habitatfragmentierung kommt. Gegenüber den Wirkfaktoren Abfall- und Schadstoffemissionen ist die Empfindlichkeit eher gering (Kap. 5.4.9 und Kap. 5.4.10), auch die visuellen Störungen durch den Schiffsverkehr sind vernachlässigbar klein (Kap. 5.4.8). Da der Windpark „Butendiek“ vermutlich ebenfalls nicht vollständig gemieden wird, ist im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ kein besonders hoher Lebensraumverlust anzunehmen. Zusammen mit den wie „Butendiek“ teilweise zu umfliegenden Windparks an den Außengrenzen des NSG ergeben sich mittlere Auswirkungen (2) der Energieerzeugung aus Wind. Das Kollisionsrisiko wird aufgrund der niedrigen Flughöhe als gering angesehen, so dass trotz hoher Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität (Bernotat & Dierschke 2016) keine stärkeren Auswirkungen abzuleiten sind.

6.12.13 Auswirkungen auf Fluss- und Küstenseeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Zum Verhalten von Fluss- und Küstenseeschwalben gegenüber Offshore-Windparks liegen nur wenige Informationen vor, die jedoch darauf hinweisen, dass keine oder höchstens eine schwache Meidung auftritt (Dierschke et al. 2016). Zudem bewegen sich die Flughöhen dieser Seeschwalben in einem Bereich, der nur ein geringes Kollisionsrisiko darstellt (Kap. 5.4.7). Auch gegenüber anderen Wirkfaktoren, die im Zusammenhang mit Windparks auf dem Meer auftreten können (visuelle Störung, Abfall- und Schadstoffemissionen durch Schiffe) sind sie weitgehend unempfindlich. Der Windpark „Butendiek“ liegt im zentralen Teil des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, während sich insbesondere Flusseeschwalben überwiegend in küstennäheren Teilen des Schutzgebietes aufhalten. Lediglich in den vergleichsweise kurzen Perioden von Heim- und Wegzug (April/Mai, Juli-September) ist mit einem häufigen Vorkommen im Bereich des Windparks zu rechnen. Die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Fluss- und Küstenseeschwalben werden daher als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.12.14 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf Schweinswale und Robben setzen sich vor allem aus der Intensität der Nutzung in den Gebieten und der Empfindlichkeit gegenüber den Wirkfaktoren Impulsschall unter Wasser (Kap. 5.5.1) während der Gründungsarbeiten und Dauerschall unter Wasser (Kap. 5.5.2) durch baubedingte

Verkehre und Serviceverkehre sowie Betriebsgeräusche zusammen. Da für Dauerschall keine Relevanzschwelle existiert, kann dessen Störungsaspekt nicht schwellenbezogen bewertet werden. Auswirkungen von starkem Schiffsverkehr auf die Verteilung von Schweinswalen sind jedoch aus dem VTG im NSG „Borkum Riffgrund“ bekannt (Herr 2009), so dass bezüglich der Störwirkung des bau- und betriebsbedingten Schiffsverkehrs auf Schweinswale ein Analogieschluss gezogen werden kann. Dieser Verkehr muss somit nicht gänzlich unbewertet bleiben, sondern kann als ein Aspekt mit in die Bewertung einfließen. Für Seehunde und Kegelrobben ist davon auszugehen, dass die den Schall von Schiffen dominierenden tiefen Frequenzen aufgrund ihrer sehr hohen Reichweite eine besondere Bedeutung haben, weil diese großräumig zur Maskierung von Unterwasser-Kommunikationslauten beider Arten führen können. Dies fließt ebenfalls als ein Aspekt in die Bewertung ein.

Der Rammschall strahlt zum Teil auch von außerhalb liegenden Baustellen in die Schutzgebiete hinein. Seit 2011 erfolgt der standardmäßige Einsatz von Schallminderungssystemen an allen OWP in der deutschen AWZ der Nordsee. Zusätzliche schiff-fahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) durch Bau und Betrieb werden gebietsspezifisch berücksichtigt. Die für Robben relevanten Wirkfaktoren visuelle Störungen (Kap. 5.5.10) und Impulsschall an der Luft (Kap. 5.5.3) werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Impulsschall unter Wasser überlagert und nicht gesondert betrachtet. Kollisionen (Kap. 5.5.9) von schnell fahrenden Schiffen mit Schweinswalen oder auch Robben sind als Begleiterscheinung des bau- und servicebedingten Schiffsverkehrs mit zu berücksichtigen, ohne dass diese quantifiziert werden können, weil bei Totfunden die Zuordnung stumpfer Traumata zu Kollisionen oft nicht eindeutig ist. Eine hohe Wahrscheinlichkeit von Kollisionen würde dabei die Bewertung der Auswirkungen verschlechtern, da es zu Individuenverlusten kommen kann und eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe und bei Robben eine hohe Bedeutung hat. Im Mortalitäts-Gefährdungs-Index ist der Schweinswal in der höchsten Kategorie (Kl. I) eingestuft, Seehund und Kegelrobbe in die zweithöchste Kategorie (Kl. II) (Bernotat & Dierschke 2016).

Der Bau von Offshore Windparks und insbesondere die Gründung der Fundamente mithilfe von Impulsrammungen führt bei Schweinswalen (z. B. Tougaard et al. 2009, Dähne et al. 2013) und Robben (vgl. Russell et al. 2016) zu einer großräumigen Vertreibung. Die Vertreibungswirkung führt dazu, dass Habitate temporär nicht genutzt werden. In extremer Ausprägung und im Zusammenwirken mit anderen schallintensiven Aktivitäten kann ein solcher temporärer Habitatverlust eine akustische Barrierewirkung (Kap. 5.5.8) darstellen. Das Risiko von Hörschäden wird in Deutschland durch die Verwendung von Schallminderungsmaßnahmen nach Stand der Technik weitgehend ausgeschlossen. Berücksichtigt wird dabei auch, dass die Einhaltung des Grenzwertes von 160 dB (SEL) in 750 m zu einer deutlichen Verringerung des Störradius führt.

Insbesondere für Schweinswale sind ferner kurzzeitige Auswirkungen auf Individuen in unmittelbarem Zusammenhang mit den Impulsschallimmissionen (wie Gehörschäden und Störungen von Individuen, s. o.) und langfristige Auswirkungen auf die Population zu

unterscheiden. Eine Verminderung der Population der Nordsee hätte auch Auswirkungen auf das NSG selbst. Das Schweinswalvorkommen in der deutschen AWZ steht in Verbindung mit dem Vorkommen in anderen Bereichen der Nordsee (Gilles et al. 2016). Durch Vorgaben aus dem Schallschutzgesetz (BMU 2013) wird einem negativen Effekt auf die Population vorgebeugt; sie besagen, dass sich max. 10 % der Gebietsfläche innerhalb des Störradius befinden dürfen bzw. im Zeitraum von Mai bis August max. 1 % der Fläche in Gebieten, in denen die Reproduktion des Schweinswals ein Erhaltungsziel ist. Dementsprechend sind die langfristigen Auswirkungen der in der deutschen AWZ gebauten Windparks als vergleichsweise gering einzuschätzen. Anders ist es bei Rammungen von Windparks ohne Schallminderung, die sich über eine störungsbedingt verminderte Fitness auf die Population auswirken können (vgl. Heinis et al. 2015).

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Umfeld des NSG „Borkum Riffgrund“ fanden im Bewertungszeitraum 2010–2015 Rammarbeiten in folgenden OWP statt: „Trianel Windpark Borkum I“ (Rammung 2011–2012), „Borkum Riffgrund I“ (Rammung 2014), „Nordsee One“ (2015–2016) und insbesondere „Gemini“ (Rammung ohne Schallminderung 2015 in der AWZ NL). Vor dem Hintergrund der im BMUB-Schallschutzkonzept festgelegten Relevanzschwelle von 140 dB (SEL) in 8 km Entfernung zur Schallquelle (BMU 2013) ergibt sich in einer geringen bis mittleren räumlichen Ausdehnung über eine lange Dauer (jeweils mehrere Monate) ein Störpotenzial für Schweinswale und Robben.

Die Bauarbeiten und Servicearbeiten führten zu einem starken Anstieg des Schiffsverkehrs in die OWP, der sich weitgehend auf dem von Süd nach Nord durch das Gebiet verlaufenden Vorranggebiet Schifffahrt in einem breiten Korridor konzentriert, aber von diesem auch in Richtung NNW und NNO abzweigt. Im Jahr 2014 lag die mittlere Schiffsverkehrsdichte in diesem Korridor bei 2–5 Schiffen pro km² und Tag. Im Osten des Gebietes findet weiterer OWP Serviceverkehr statt (s. Abb. 37 in Kap. 4.1.1.2). Durch die räumliche Verteilung dieses Offshore-Verkehrs betrifft die belastete Fläche etwa ein Drittel des NSG. Die Häufigkeit bzw. Dauer der Auswirkungen ist aber jeweils deutlich geringer als bei einer starken Konzentrierung des Verkehrs wie im VTG (Kap. 6.1.9).

Insbesondere Crewtransportfahrzeuge fahren mit hohen Geschwindigkeiten, woraus für Schweinswale und Robben eine hohe Störwirkung (Kap. 5.5.2) und eine hohe Wahrscheinlichkeit von Kollisionen (Kap. 5.5.9) abgeleitet wird, für Robben spielt zudem die Maskierung arteigener Kommunikationslaute eine Rolle. Eine kollisionsbedingte zusätzliche Mortalität (hier nicht bewertet) würde aufgrund des für Schweinswale sehr hohen (Kl. I, siehe oben) und für Kegelrobben sowie Seehunde hohen Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Kl. II, siehe oben) die Auswirkungen gegenüber der folgenden Einschätzung verstärken. Insgesamt werden die Auswirkungen auf Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde als stark (3) bewertet. Hier sind insbesondere die Rammungen ohne Schallminderung für den OWP „Gemini“ berücksichtigt.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Umfeld des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ fanden im Bewertungszeitraum 2010–2015 Rammarbeiten in folgenden OWP statt: „Nordsee Ost“ 2012–2014, „Meerwind Südost“ 2012–2013, „DanTysk“ 2013, „Amrumbank West“ 2014, „Butendiek“ 2014 (innerhalb des NSG) und „Sandbank 24“ (2015). Vor dem Hintergrund der Relevanzschwelle des BMUB-Schallschutzkonzeptes (BMU 2013) von 140 dB (SEL) in 8 km Entfernung zur Schallquelle ergibt sich in einer geringen bis mittleren räumlichen Ausdehnung über eine lange Dauer (jeweils mehrere Monate) ein Störpotenzial für Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde.

Die Bauarbeiten und Servicearbeiten führten zu einem starken Anstieg des Schiffsverkehrs in die OWP, die zum Teil durch das NSG führen (von List, Havneby und Esbjerg sowie Helgoland zu den innerhalb, südlich und nordwestlich des NSG gelegenen Offshore-Windparks, Abb. 38 in Kap. 4.1.1). In Abhängigkeit der Verkehrsbündelung treten dabei lokal zum Teil hohe Schiffsverkehrsdichten von 15–20 Schiffen pro km² und Tag auf. Diese hohe Verkehrsbündelung kann lokal zu einer hohen Dauerschallbelastung in großer Häufigkeit und zu Störungen führen. Bei Robben kann der Dauerschall zu Maskierung arteigener Kommunikationslaute führen, aufgrund der hohen Reichweiten tieffrequenten Schalls auch über größere Entfernungen.

Insbesondere Crewtransportfahrzeuge fahren mit hohen Geschwindigkeiten, woraus eine hohe Störwirkung auf Meeressäuger (Kap. 5.5.2) und eine hohe Wahrscheinlichkeit von Kollisionen (Kap. 5.5.9) abgeleitet wird. Eine kollisionsbedingte zusätzliche Mortalität (hier nicht bewertet) würde aufgrund des für Schweinswale sehr hohen (Kl. I, siehe oben) und für Kegelrobben sowie Seehunde hohen Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Kl. II, siehe oben) die Auswirkungen gegenüber der folgenden Einschätzung verstärken. Insgesamt werden die Auswirkungen auf Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde auch aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes insbesondere für den Schweinswal jeweils als stark (3) bewertet.

6.12.15 Gesamtauswirkungen der Energieerzeugung aus Wind

In diesem Kapitel sind die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 68). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 68: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	0	-	0
-	Riffe	0	/	-
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	2
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	1
	Finte	0	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		1
Benthosfresser	Trauerente	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	3
	Prachtt-Taucher	/	/	3
	Basstölpel	/	/	3
	Tordalk	/	/	3
	Trottellumme	/	/	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			3
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	2
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	3
	Zwergmöwe	/	/	2
	Sturmmöwe	/	/	2
	Heringsmöwe	/	/	3
	Brandseeschwalbe	/	/	2
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			3
Wale	Schweinswal	3	-	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	3	-	3
Robben	Kegelrobbe	3	/	3
	Seehund	3	-	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	3	-	3
Gesamtauswirkungen		6 von 24	0 von 9	16 von 36

6.13 Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung

Die Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und die Kohlendioxid-Speicherung stellen eine potenzielle (zukünftige) Nutzung dar, die prinzipiell in allen Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Nordsee möglich ist. Allerdings sind bisher nur für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ Pläne für Voruntersuchungen bekannt (vgl. Kap. 4.4.1), so dass die Nutzung nur für dieses Gebiet als potenzielle Nutzung berücksichtigt wird.

Da eine aktuelle Nutzung nicht vorhanden ist, entfällt eine Darstellung in diesem Kapitel. Die möglichen Wirkfaktoren sind Tab. 58 zu entnehmen, Angaben zu den Empfindlichkeiten der Schutzgüter sind in Kap. 5 und mögliche Auswirkungen einzelner Vorhabensbestandteile in Kap. 4.2.6 zur Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen sowie Rohrleitungen zu entnehmen. Es ist davon auszugehen, dass eine Aufsuchung von Kohlendioxid-Lagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung zumindest temporäre Auswirkungen auf alle Schutzgüter im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ hätte.

6.14 Militärische Aktivitäten

Da aufgrund der Geheimhaltung nur unzureichende Informationen über Militärübungen zur Verfügung stehen, werden die Auswirkungen nicht bewertet. Es erfolgt aber eine Beschreibung der Auswirkungen und eine qualitative Einschätzung für die NSG „Borkum Riffgrund“ und „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“, in denen militärische Übungsgebiete liegen.

6.14.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

NSG „Borkum Riffgrund“

Die militärischen Übungen im Gebiet beschränken sich auf Übungen im Luftraum. Diese haben aufgrund der starken Schalldämpfung beim Übergang von Schallwellen aus der Luft ins Wasser (Richardson et al. 1995) keine Auswirkungen auf die Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen bzw. lebensraumtypischen Arten.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Neben Übungen im Luftraum (siehe NSG „Borkum Riffgrund“) finden im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ auch Übungen mit U-Booten und Schiffen statt. Wie in Kap. 4.4.2 beschrieben, sind unter Berücksichtigung der Empfindlichkeiten der lebensraumtypischen Fischarten der Impuls- und Dauerschall von Schiffen und U-Booten, der Einsatz von Sonaren und Sprengungen relevant. Die abiotischen Charakteristika der Lebensraumtypen bzw. Biotoptypen sowie das Makrozoobenthos werden nur punktuell und nicht kontinuierlich bei Sprengungen oder Grundberührung von U-Booten beeinträchtigt. Nur für den LRT „Riffe“ sind dabei länger andauernde Schädigungen nicht auszu-

schließen. Auch Abfall- und Schadstoffeinträge wirken nur punktuell (Schadstoffeinträge aus Munition unterschiedlicher Art und aus Übungsgeräten oder Teilen davon).

Sonare und Sprengungen können aufgrund ihrer hohen Schalldruckpegel, die auch das Hörspektrum von Fischen umfassen (vgl. Kap. 4.4.2 und 5.2.7), zu einer Schädigung von Fischen (u. U. mit letalen Folgen) bzw. einer (temporären) Vergrämung führen. Die Auswirkungen des Schiffs- und U-Bootverkehrs auf Fische sind dagegen geringer, da es aufgrund der geringeren Schalldruckpegel maximal zu lokalen und temporären Meidungsreaktionen in Bereichen mit erhöhtem Verkehr bzw. im nahen Umfeld von Schiffen und U-Booten kommt.

Bei der für den LRT „Sandbänke“ charakteristischen Trauerente wurden im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ mittlere Auswirkungen durch die militärische Nutzung angenommen (Kap. 6.14.3). Da anders als auf das gesamte Schutzgebiet bezogen im Bereich der Amrumbank eher sporadisch mit militärischen Aktivitäten zu rechnen ist, wird davon ausgegangen, dass die temporäre Vergrämung von Trauerenten keine Auswirkungen auf den Lebensraumtyp hat, da sich die für den gesamten LRT relevanten Parameter (Nahrungsaufnahme, Ausscheidungen) kaum verändern.

6.14.2 Auswirkungen auf Fische und Neunaugen

NSG „Borkum Riffgrund“

Die militärischen Übungen im Gebiet beschränken sich auf Übungen im Luftraum. Auswirkungen auf die Finte sind daher nicht zu erwarten.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Neben Übungen im Luftraum (s. NSG „Borkum Riffgrund“) finden im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ auch Übungen mit U-Booten und Schiffen statt. Wie in Kap. 4.4.2 beschrieben, sind unter Berücksichtigung der Empfindlichkeiten des Flussneunauges und der Finte der Impuls- und Dauerschall von Schiffen und U-Booten, der Einsatz von Sonaren und Sprengungen relevant.

Sonare und Sprengungen können aufgrund ihrer hohen Schallpegel in Frequenzen, die sich z. T. mit dem Hörspektrum v. a. der Finte überlappen (vgl. Kap. 5.3.1 und 5.3.2), zu einer Schädigung (u. U. mit letalen Folgen) bzw. einer (temporären) Vergrämung führen. Die Auswirkungen des Schiffs- und U-Bootverkehrs auf Flussneunaugen und Finten sind dagegen geringer, da es aufgrund der geringeren Schallpegel maximal zu lokalen und temporären Meidungsreaktionen in Gebieten mit erhöhtem Verkehr bzw. dem nahen Umfeld von Schiffen und U-Booten kommt. Zum Umfang der Nutzung im Gebiet sind keinerlei Detailangaben bekannt, es ist aber von einer nur temporären Nutzung auszugehen.

6.14.3 Auswirkungen auf Trauerenten

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Empfindlichkeiten gegenüber von militärischer Nutzung ausgehenden Wirkfaktoren bzw. Wirkungen liegen bei Trauerenten in Bezug auf Unterwasserexplosionen (Impulsschall unter Wasser, Kap. 5.4.1), auf die Anwesenheit bzw. Aktivität von Schiffen, Flugzeugen und Helikoptern (visuelle Störung, Kap. 5.4.8; Barrierewirkung, Kap. 5.4.6) sowie deren Emissionen von Schall (Kap. 5.4.2), Abfall und Schadstoffen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10) vor. Die Folgen sind dabei Fluchtreaktionen mit zumindest vorübergehendem Verlust von Rast- und Nahrungsgebieten, im Zusammenhang damit Energieverluste durch höheren Energieverbrauch und geringere Nahrungsaufnahmerate sowie die Gefahr physischer Schädigung durch Explosionstraumata, Verfangen in Müllobjekten und Gefiederverölung.

Eine militärische Nutzung findet fast im gesamten NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ statt, so auch im Aufenthaltsgebiet von Trauerenten im Osten des Schutzgebietes, welches sowohl als Schieß-Übungsgebiet als auch als Gefahrengebiet bezüglich von Übungen im Luftraum ausgewiesen ist (Abb. 59 in Kap. 4.4.2). Die Häufigkeit und Intensität der militärischen Nutzung unterliegt zwar der Geheimhaltung, es wird aber davon ausgegangen, dass entsprechende Übungen nur sporadisch erfolgen (s. auch Tabellen in Kap. 4.4.2).

6.14.4 Auswirkungen auf Sterntaucher und Prachtaucher

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Zusammenhang mit militärischen Aktivitäten sind impulshafte Schallemissionen unter Wasser und in der Luft, visuelle Störung und damit zusammenhängende Barrierewirkung, Trübungsfahren sowie Emissionen von Abfall und Schadstoffen als Wirkfaktoren für Seetaucher zu berücksichtigen. Explosionen führen ebenso wie die Präsenz von Schiffen (und wahrscheinlich auch Helikoptern) zu Fluchtreaktionen und damit zu zeitweiligem Lebensraumverlust und ggf. zu vorübergehender Zerschneidung des Lebensraums (Kap. 5.4.1, 5.4.2, 5.4.6 und 5.4.8). Da Seetaucher zumeist schwimmen und bei der Nahrungssuche nicht große Gebiete abfliegen, sind solche Lebensraumverluste nicht zu vernachlässigen. Unter Wasser können Explosionen zu physischer Schädigung führen (Kap. 5.4.1). Außerdem kann es bei Explosionen auf Weichböden zu Trübungsfahren kommen (ebenso bei Grundberührungen von U-Booten), welche möglicherweise die Nahrungssuche behindern (Kap. 5.4.11). Ferner ist damit zu rechnen, dass vom militärischen Schiffsverkehr Abfall- und Schadstoffemissionen ausgehen, die bei Seetauchern zum Verfangen in Müllobjekten und zu Gefiederverölung führen können (Kap. 5.4.9 und 5.4.10).

Etwa 90 % des NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sind als militärische Übungsgebiete ausgewiesen (Abb. 59 in Kap. 4.4.2), so dass es zu einer großflächigen räumlichen Überlappung mit den Aufenthaltsgebieten von Seetauchern kommt. Allerdings finden die Militärübungen, die Auswirkungen auf Seetaucher haben, nicht kontinuierlich statt und betreffen in der Regel nicht das gesamte NSG.

6.14.5 Auswirkungen auf Eissturmvögel und Basstölpel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Eissturmvögel und Basstölpel halten sich bei der Nahrungssuche kurzzeitig unter der Wasseroberfläche auf, Basstölpel sicherlich häufiger und länger. Dadurch sind beide Arten prinzipiell gegenüber Lärmemissionen von Unterwasserexplosionen exponiert und können ggf. physisch geschädigt werden (Kap. 5.4.1). Darüber hinaus ist damit zu rechnen, dass Explosionen über und unter Wasser zu Fluchtreaktionen führen. Da beide Arten großräumig agieren, dürfte dies im Hinblick auf kurzfristigen punktuellen Lebensraumverlust vernachlässigbar sein. Gegenüber Schiffen zeigen beide Arten keine Scheu, das Verhalten gegenüber Helikoptern ist nicht bekannt. Es besteht aber grundsätzlich die Gefahr, dass Eissturmvögel und Basstölpel von über Bord gehendem Müll und von freigesetztem Öl geschädigt werden (Kap. 5.4.9 und 5.4.10).

Im NSG überschneiden sich die Vorkommensgebiete von Eissturmvögeln und Basstölpeln großräumig mit militärischen Übungsgebieten, die fast das gesamte NSG einnehmen. Dadurch besteht hinsichtlich der o. g. Wirkfaktoren eine starke räumliche Exposition. Wie häufig es zu Explosionen kommt, ist aufgrund der militärischen Geheimhaltung nicht bekannt. Zu beachten ist, dass Großübungen nicht permanent, sondern nur sporadisch stattfinden.

6.14.6 Auswirkungen auf Tordalken und Trottellummen

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Impulshafte Schallemissionen unter Wasser und in der Luft, visuelle Störung und damit zusammenhängende Barrierewirkung, Trübungsfahnen sowie Emissionen von Abfall und Schadstoffen treten als Wirkfaktoren bzw. Wirkungen von militärischen Aktivitäten bei Tordalken und Trottellummen in Erscheinung. Explosionen, militärischer Schiffsverkehr und vermutlich auch Helikopterflüge verursachen Fluchtreaktionen, aufgrund derer mit vorübergehendem Lebensraumverlust und zumindest bei Beteiligung mehrerer Schiffe mit Habitatfragmentierung zu rechnen ist (Kap. 5.4.1, 5.4.2, 5.4.6 und 5.4.8). Abgesehen von Nahrungsflügen zur Versorgung nicht flügger Jungvögel agieren Alkenvögel eher kleinräumig und sind daher gegenüber solchen Lebensraumverlusten empfindlicher als Arten, die große Gebiete fliegend nach Nahrung absuchen. Unter Wasser können Explosionen zu physischer Schädigung führen (Kap. 5.4.1). Darüber hinaus kann es bei Explosionen auf Weichböden zu Trübungsfahnen kommen (ebenso bei Grundberührungen von U-Booten), welche möglicherweise die Nahrungssuche behindern (Kap. 5.4.11). Im Zusammenhang mit dem militärischen Schiffsverkehr kann es zu Abfall- und Schadstoffemissionen kommen, die bei Seetauchern zum Verfangen in Müllobjekten und zu Gefiederverölung führen können (Kap. 5.4.9 und 5.4.10).

Tordalken und Trottellummen kommen in allen Bereichen des NSG vor, und da sich die militärische Nutzung über 90 % der Fläche des NSG erstreckt, kommt es zu einer großen räumlichen Überlappung. Die Quantität der militärischen Aktivitäten ist aus Geheimhal-

tungsgründen nicht genau bekannt. Es wird aber davon ausgegangen, dass diese Aktivitäten nicht kontinuierlich, sondern sporadisch ausgeübt werden.

6.14.7 Auswirkungen auf Raubmöwen, Möwen und Seeschwalben

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Raubmöwen, Möwen und Seeschwalben sind weitgehend unempfindlich gegenüber der Präsenz von Schiffen, allerdings ist bei Überflügen von Helikoptern in geringer Höhe mit Fluchtreaktionen zu rechnen. Auch Explosionen dürften zum Auffliegen dieser Vögel führen doch sind sie auf Grund des sehr kurzen Eintauchens ins Wasser nicht von physischer Schädigung durch Unterwasserexplosionen gefährdet. Allen Arten gemein ist, dass sie sich in Müllobjekten verfangen oder mit Öl kontaminieren können, so dass die entsprechenden Emissionen bei der militärischen Schifffahrt in Betracht zu ziehen sind. Hinsichtlich einer Gefiederverölung wurden die Arten allerdings unterschiedlich empfindlich eingestuft (s. Kap. 5.4.10).

Prinzipiell kommen Raubmöwen, Möwen und Seeschwalben im gesamten NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vor, so dass ein großes räumliches Überlappungspotenzial mit Flächen mit militärischer Nutzung besteht. Allerdings finden militärische Übungen nicht kontinuierlich statt, zudem sind einige Arten (Raubmöwen, Heringsmöwe, Zwergmöwe, Seeschwalben) nicht zu allen Jahreszeiten präsent.

6.14.8 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Militärische Übungen sind mit dem Einsatz von verschiedenen, z. T. auch sehr schnellen Schiffen, Flugzeugen, Hubschraubern und Kriegswaffen verbunden. Dabei werden unter anderem Sonare verschiedener Frequenzbereiche eingesetzt. Es kommt sowohl unter als auch über Wasser zu Detonationen. Spezifische für Schweinswale und Robben relevante Wirkfaktoren sind vor allem Impulsschall (Kap. 5.5.1), Dauerschall, (Kap. 5.5.2), Lebensraum /Biotopveränderung bzw. -verlust (Kap. 5.5.7) und schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9). Die für Robben relevanten Wirkfaktoren visuelle Störungen (Kap. 5.5.10) und Impulsschall an der Luft (Kap. 5.5.3) werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Impulsschall unter Wasser überlagert und daher nicht gesondert betrachtet. Es kann insbesondere bei schnell fahrenden und schallreduzierten Marineschiffen zu Kollisionen (Kap. 5.5.9) mit Schweinswalen und Robben kommen. Der Eintrag von Schadstoffen (Kap. 5.5.12) und Abfällen (Kap. 5.5.11) ist eine Begleiterscheinung des Verschießens von Radar-Täuschmitteln¹⁷⁷ (sog. Düppel), scharfer Munition oder von Detonationen. Der genaue Umfang militärischer Übungen und damit die Intensität der Wirkfaktoren unterliegen der Geheimhaltung. Grundsätzlich sind einige der Aktivitäten dazu geeignet, Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde zu verletzen oder zu töten. Insbesondere trifft dies auf Detonationen zu, die ohne Schallminderung erfolgen. Eine hohe Wahrscheinlichkeit von Verletzungen oder Tötungen wirkt sich dabei erhöhend auf die Bewertung der

¹⁷⁷ Quelle: <http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/radarbilder-raetsel-um-geisterwolke-geloest-a-445727.html>; 16.05.2017

Auswirkungen aus. Aufgrund der höchsten Einstufung (Kl. I) von Schweinswalen bzw. der zweithöchsten Einstufung (Kl. II) von Kegelrobben und Seehunden im Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Bernotat & Dierschke 2016) hat eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen eine hohe oder sehr hohe und bei Robben eine hohe Bedeutung. Sonareinsatz findet in allen Übungsgebieten statt, mit einem regelmäßigen und intensiven Einsatz ist in U-Boot-Tauchgebieten und Minenjagd-Übungsgebieten zu rechnen. Detonationen sind vor allem in Minenjagd-Übungsgebieten zu erwarten, aber auch in Übungsgebieten, in denen großkalibrige Schusswaffen (z. B. Granaten) zum Einsatz kommen, auch wenn vermutlich überwiegend inerte Übungsmunition verwendet wird. Dass in Torpedo-Übungsgebieten auch scharfe Torpedos getestet werden, bei denen Sprengköpfe zur Detonation kommen, ist nicht auszuschließen. Abfälle aus militärischen Übungen können darüber hinaus verschluckt werden.

NSG „Borkum Riffgrund“

Aufgrund der unmittelbaren Nachbarschaft des niederländischen Minenjagd-Übungsgebietes zum NSG (Kap. 4.4.2.2) ist damit zu rechnen, dass es im westlichen Bereich des NSG wiederholt zu Störungen durch Impulsschall (mit Pegeln über der Relevanzschwelle von 140 dB (SEL)) kommt. Auch Detonationen von Minen sind in diesem Bereich wahrscheinlich. Dabei entstehende Schockwellen können auch im NSG zu Verletzungen von Schweinswalen, Kegelrobben und Seehunden führen. Im NSG selbst befinden sich Flugübungsgebiete, in denen neben Aktivitäten mit Schiffen und Flugzeugen auch der Abschuss und die Detonation von Granaten möglich sind. Zur Intensität dieser Aktivitäten ist nichts bekannt.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ befinden sich Torpedo-Übungsgebiete, U-Boot-Tauchgebiete, Artillerieschieß-Übungsgebiete und Flugübungsgebiete (Kap. 4.4.2.2). Daher ist bei Übungen mit einem intensiven Einsatz von Sonaren, Unterwasserexplosionen sowie dem Einsatz von Schiffen und Flugzeugen oder Hubschraubern zu rechnen. Bei Sonareinsatz kommt es im NSG wiederholt zu Störungen durch Impulsschall (mit Pegeln über der Relevanzschwelle von 140 dB (SEL)). Die bei Explosionen entstehenden Schockwellen können auch im NSG zu Verletzungen von Schweinswalen und Robben führen, auch wenn Artilleriemunition nur relativ kleine Sprengladungen besitzt.

6.14.9 Gesamtauswirkungen militärischer Aktivitäten

Da aufgrund der Geheimhaltung nur unzureichende Informationen über Militärübungen zur Verfügung stehen, werden die Auswirkungen nicht bewertet (s. oben).

6.15 Beseitigung militärischer Altlasten

6.15.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Militärische Altlasten in Form von Blindgängern und v. a. nach Ende des 2. Weltkriegs versenkten Kampfmitteln können in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee vorkommen (vgl. Kap. 4.4.3.2). Da die Beseitigung militärischer Altlasten zur Gefahrenabwehr erfolgt, kann die Beseitigung einzelner Altlasten prinzipiell jederzeit in der gesamten AWZ der deutschen Nordsee erforderlich werden. Eine Prognose über Lage, Art, Umfang und Zeitpunkte ist deshalb nicht möglich. V. a. im Rahmen der zukünftigen Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen sowie der Errichtung von OWP kann eine Beseitigung militärischer Altlasten notwendig werden. Die Beseitigung erfolgt i. d. R. durch Sprengung, was mit einer lokalen Störung, einer Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. einem Lebensraum-/Biotopverlust sowie der Entstehung von Trübungsfahnen und Impulsschall verbunden ist (Kap. 4.4.3.1). Nach Sprengungen regenerieren Substrate und Lebensgemeinschaften mit Ausnahme der Riffe in der Regel wieder. Die anzusetzenden Regenerationszeiträume liegen für Lockersedimente in der Größenordnung derjenigen, die im Zusammenhang mit Kabelverlegungen und der marinen Sand- und Kiesgewinnung benannt wurden (vgl. Kap. 6.11.1 und 6.10.1). Wenn auf Vermeidungsmaßnahmen (z. B. Blasen-schleierttechnologie) verzichtet wird, werden Individuen lebensraumtypischer Fischarten, die sich im Umfeld einer Sprengung aufhalten, diese wahrscheinlich nicht überleben.

Zudem können durch Korrosion der Munitionshüllen aus der Altmunition Schadstoffe, v. a. sprengstofftypische Verbindungen und Schwermetalle freigesetzt werden. Dieser Wirkpfad kann an dieser Stelle nicht weiter konkretisiert werden, da zu vorhandenen Mengen und Verteilung sowie Toxizität keine ausreichenden Informationen vorliegen (vgl. Kap. 4.4.3.2).

Sandbänke

NSG „Borkum Riffgrund“

Die zwischen 2013 und 2015 durchgeführten Sprengungen östlich des Schutzgebietes (Kap. 4.4.3.2) haben auf die lebensraumtypischen Fischarten keine unmittelbaren Auswirkungen mehr, langfristige Auswirkungen auf Populationsebene sind aufgrund der verhältnismäßig geringen Anzahl betroffener Individuen ebenso wie Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie und Makrozoobenthos auszuschließen. Insgesamt werden die Auswirkungen auf den LRT daher als vernachlässigbar (0) eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die in 2014 durchgeführte Sprengung an der nördlichen Grenze des Schutzgebietes lag in deutlicher Entfernung zum LRT „Sandbänke“ und hat(te) keine Auswirkungen (0) auf den LRT.

Riffe

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Aussagen zum LRT „Sandbänke“ gelten auch für den LRT „Riffe“.

Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Aussagen zum LRT „Sandbänke“ gelten auch für den Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“.

6.15.2 Auswirkungen auf Finten und Neunaugen

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Einzelne Finten im NSG „Borkum Riffgrund“ und im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ sowie Flussneunaugen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ können durch Sprengungen bei der Beseitigung von militärischen Altlasten durch die Druckwelle getötet werden, in größerer Entfernung ist eine Fluchtreaktion zu erwarten. Die zwischen 2010 und 2015 durchgeführten Sprengungen an den Schutzgebietsgrenzen (Kap. 4.4.3.2) haben auf die charakteristischen Fischarten des LRT aber keine unmittelbaren Auswirkungen mehr, langfristige Auswirkungen auf Populationsebene sind aufgrund der verhältnismäßig geringen Anzahl betroffener Individuen auszuschließen. Insgesamt werden die Auswirkungen auf Finten und Neunaugen daher mit (0) „vernachlässigbar“ bewertet.

6.15.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Bei der Beseitigung militärischer Altlasten sind zum einen Unterwasserexplosionen bei der Sprengung von Munition (Wirkfaktor: Impulsschall unter Wasser, Kap. 5.4.1), zum anderen die in diesem Zusammenhang auftretende Schifffahrt (Wirkfaktoren: vor allem visuelle Störung, Kap. 5.4.8; auch Abfall- und Schadstoffemissionen, Kap. 5.4.9 und 5.4.10) zu berücksichtigen. Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist die Beseitigung militärischer Altlasten vor allem als potenzielle Nutzung zu betrachten. Von Impulsschall unter Wasser sind bei Sprengungen in erster Linie tauchende Arten betroffen, d. h. vor allem Trauerente, Stern- und Prachtaucher, Tordalk und Trottellumme, wegen kürzerer Tauchgänge mit geringerem Risiko auch Eissturmvogel und Basstölpel sowie möglicherweise Seeschwalben. Bei Exposition gegenüber Unterwasserexplosionen besteht grundsätzlich die Gefahr physischer Schäden (Kap. 5.4.1). Störungen durch die beteiligten Schiffe würden besonders Trauerente, Stern- und Prachtaucher, Tordalk und Trottellumme betreffen, während Abfall- und Schadstoffemissionen auf alle Arten wirken würden. Im NSG hat zuletzt nur eine Sprengung im Jahr 2014 stattgefunden (Kap. 4.4.3),

so dass die Auswirkungen für alle Arten als fehlend bzw. vernachlässigbar (0) eingestuft werden können.

6.15.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Beseitigung von militärischen Altlasten ist mit der Anwesenheit von Schiffen und damit schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren (Kap. 6.1.9) verbunden. Schwerer wiegen aber vor allem die Wirkfaktoren Impulsschall (v. a. im Wasser, Kap. 5.5.1; für Robben auch in der Luft, Kap. 5.5.3) und Schadstoffeinträge (Kap. 5.5.12) durch Detonationen sogenannter Sperrmunition (v. a. Minen), die generell als handhabungsunsicher gilt. Kleinere, gut identifizierbare Munitionsteile werden meistens geborgen, was eine gute Lösung für Schweinswale und Robben darstellt. Aufgrund ihrer Populationsdynamik sind Schweinswale und Robben gegenüber einer anthropogen erhöhten Mortalität sehr empfindlich. Aufgrund der höchsten Einstufung (Kl. I) des Schweinswals und der zweithöchsten Einstufung (Kl. II) von Seehunden und Robben im Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Bernotat & Dierschke 2016) hat eine zusätzliche Mortalität bei Schweinswalen durch Detonationen eine sehr hohe und bei Seehunden und Robben eine hohe Bedeutung. Es ist nicht bekannt, ob im Einzelfall eine Minderung der Schockwelle mit Blasenschleier erfolgt ist. Weiterhin wird bei Verwendung eines Schallminderungssystems keine Effizienzkontrolle vorgenommen.

NSG „Borkum Riffgrund“

Im NSG „Borkum Riffgrund“ ist mit dem Auftreten von Minen aus dem 1. und 2. Weltkrieg zu rechnen. Diese werden jedoch nur anlassbezogen beseitigt (d. h. bei konkreten Funden). Eine Reihe von Sprengungen fand im Bewertungszeitraum außerhalb des NSG in geringer Entfernung statt (s. Abb. 61), so dass eine Verletzung von Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben im NSG nicht ausgeschlossen ist, da die Einhaltung des Grenzwertes für Impulsschall (160 dB/190 dB, Kap. 5.5.1) selbst mit Blasenschleier nicht möglich ist. Ob zur Minderung der Schockwelle ein Blasenschleier eingesetzt wurde, ist nicht bekannt. Mittlerweile stellt der große Blasenschleier hierzu den Stand der Technik dar und der Einsatz wird vom BSH empfohlen. Es wird daher angenommen, dass der Blasenschleier eingesetzt wurde, was den Verletzungsradius verringert. Die Auswirkungen auf Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben werden jeweils als hoch (3) eingestuft.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist mit dem Auftreten von Minen aus dem 1. und 2. Weltkrieg zu rechnen. Diese werden jedoch nur anlassbezogen beseitigt (d. h. bei konkreten Funden). Eine Reihe von Sprengungen fand im Bewertungszeitraum 2010 bis 2015 unmittelbar südwestlich des NSG statt (s. Abb. 61). Innerhalb des Gebietes fand (vermutlich im Zusammenhang mit der Verlegung von Kabelanbindungen der OWP

Cluster) eine Sprengung im Nordosten (Fund 2013, Sprengung 2014) und ein weiterer Fund ("wahrscheinlich Sprengkörper") im Südosten statt. Da unbekannte Sprengkörper immer gesprengt werden, weil Handhabungsunsicherheit unterstellt wird, ist hier ebenfalls von einer Sprengung auszugehen. Ob bei allen Sprengungen zur Minderung der Schockwelle ein Blasenschleier eingesetzt wurde, ist nicht bekannt. Mittlerweile stellt der große Blasenschleier hierzu den Stand der Technik dar und der Einsatz wird vom BSH empfohlen. Es wird daher angenommen, dass der Blasenschleier eingesetzt wurde, was den Verletzungsradius verringert. Eine Verletzung von Schweinswalen und Robben im NSG kann dennoch nicht ausgeschlossen werden, da die Einhaltung des Grenzwertes für Impulsschall (160 dB/190 dB, Kap. 5.5.1) auch mit Blasenschleier nicht möglich ist. Unter Berücksichtigung weiterer direkt oder indirekt wirkender Mechanismen (s. o.) werden die Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben als hoch (3) bewertet.

6.15.5 Gesamtauswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten

In diesem Kapitel sind die Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 69). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 69: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	0	-	0
-	Riffe	0	/	0
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0
	Finte	0	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		0
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	0
	Prachtt-Taucher	/	/	0
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Eissturm-vogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	3	-	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	3	-	3
Robben	Kegelrobbe	3	/	3
	Seehund	3	-	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	3	-	3
Gesamtauswirkungen		6 von 24	0 von 12	6 von 36

6.16 Wissenschaftliche Meeresforschung

Angaben zur wissenschaftlichen Meeresforschung in den Schutzgebieten liegen für die Dichte des mit der Forschung verbundenen Schiffsverkehrs vor. Zudem liegen Informationen zu Dauermessstationen und Forschungsgebieten vor Kap. 4.4.4. Über den Einsatz von Seismik liegen bis auf eine Kampagne 2011 keine Daten vor. Deren Auswirkungen konnten daher nur für diese eine Kampagne berücksichtigt werden.

6.16.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Forschungsarbeiten umfassen u. a. die Entnahme von Sedimentproben mit Stechrohren und Greifern, fischereiliche Untersuchungen mit verschiedenen Fanggeräten, seismische Untersuchungen und Dauermessungen. Damit verbunden ist u. a. eine Störung des Meeresbodens und damit der benthischen Lebensgemeinschaft. Gefangene Organismen (v. a. Benthos und Fische) werden zu Forschungszwecken getötet. Für wissenschaftliche Zwecke werden unterschiedliche flach- und tiefenseismische Untersuchungsmethoden verwendet. Abhängig von Frequenz, Pegel und Schalldauer der eingesetzten Geräte ist dies mit Emissionen von Impuls- und/oder Dauerschall verbunden. Alle Forschungsarbeiten führen zu zusätzlichem Schiffsverkehr und damit zu weiteren Schallemissionen, zu Schadstoff- und Abfalleinträgen (vgl. Kap. 4.4.4.1) und visueller Störung von Seevögeln (Kap. 5.4.8).

Sandbänke

NSG „Borkum Riffgrund“

Im Gebiet werden nur wenige Dauermessstationen betrieben (vgl. Abb. 62). Von den in den Jahren 2013–2015 durchgeführten Forschungsfahrten mit ggf. grundberührenden Probenahmen (vgl. Kap. 4.4.4) gingen nur lokale und temporäre Beeinträchtigungen der Sedimente, der Morphologie und der Lebensgemeinschaften aus. Die mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen (ohne Seismik) führen i. d. R. nur zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches durch entsprechend empfindliche charakteristische Fischarten (vgl. Kap. 5.2.6 und 5.2.7). Lediglich bei seismischen Untersuchungen kann es zu einer Schädigung einzelner Fische (u. U. mit letalen Folgen) kommen. Die Auswirkungen der Seismik lassen sich aufgrund fehlender Daten jedoch nicht vollständig bewerten. Die Auswirkungen von Forschungsarbeiten auf den LRT „Sandbänke“ im NSG „Borkum Riffgrund“ werden insgesamt als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Im NSG „Doggerbank“ haben in den letzten Jahren kaum Forschungsfahrten stattgefunden (vgl. Kap. 4.4.4). Darüber hinaus gibt es nur sehr wenige Dauermessstationen, im Jahr 2011 fanden seismische Untersuchungen (2D) in Randbereichen des Gebietes statt

(vgl. Abb. 62). Ob weitere seismische Untersuchungen stattgefunden haben, ist nicht bekannt. Die mit Forschungstätigkeiten verbundenen Störungen des LRT „Sandbänke“ und seiner charakteristischen Benthosarten sowie lebensraumtypischen Fischarten sind lokal und temporär. Die Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ im Gebiet sind daher insgesamt vernachlässigbar (0).

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Auswirkungen von Forschungsarbeiten auf den LRT „Sandbänke“ im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist höher als in den anderen beiden Gebieten, da hier mehr Dauermessstationen liegen und Forschungsaktivitäten deutlich diverser und häufiger sind (vgl. Kap. 4.4.4). In den Jahren 2013–2015 wurden mehr Forschungsfahrten mit ggf. grundberührenden Probenahmen durchgeführt (vgl. Kap. 4.4.4). Im Bereich des LRT „Sandbänke“ befinden sich allerdings keine Fischereiforschungsgebiete, in denen es durch die Befischung regelmäßig zu einer Störung des Sedimentes kommt. Darüber hinaus führen auch die grundberührenden Probenahmen nur zu lokalen und temporären Beeinträchtigungen der Sedimente, der Morphologie und der Lebensgemeinschaften. Die mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen bzw. visuellen Störungen führen i. d. R. nur zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches durch entsprechend empfindliche Fischarten (vgl. Kap. 5.2.6 und 5.2.7). Lediglich bei seismischen Untersuchungen kann es zu einer Schädigung von Fischen (u. U. mit letalen Folgen) kommen. Die zwischen 2010 und 2015 im westlichen Teil des Gebietes durchgeführten seismischen Untersuchungen fanden aber weit außerhalb des LRT „Sandbänke“ statt. Ob weitere seismische Untersuchungen stattgefunden haben, ist nicht bekannt. Die Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ im Gebiet sind daher insgesamt vernachlässigbar (0).

Riffe

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Der LRT „Riffe“ bzw. seine charakteristischen Arten reagieren empfindlicher auf physische Einwirkungen durch Probenahmegeräte als dies beim LRT „Sandbänke“ der Fall ist, die Regenerationszeit nach Störungen ist länger. Aus den bereits für den LRT „Sandbänke“ genannten Gründen ist aber nur von vernachlässigbaren Auswirkungen (0) von Forschungsarbeiten auf den LRT „Riffe“ im Gebiet auszugehen.

Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Für den Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ gelten die Ausführungen zum LRT „Sandbänke“ (s. oben) entsprechend. Es ist von vernachlässigbaren Auswirkungen (0) von Forschungsarbeiten auf die KGS-Biotop in den beiden Gebieten auszugehen. Auch die seismischen Messungen haben vernachlässigbare Auswirkungen

auf KGS, da für diesen Biotoptyp keine lebensraumtypischen Fischarten definiert sind und selbst bei seismischen Messungen innerhalb von KGS-Vorkommen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos durch die hohe Reproduktionsrate und den geringen Umfang der Messungen nicht mehr vorhanden sind.

6.16.2 Auswirkungen auf Fische und Neunaugen

NSG „Borkum Riffgrund“ / NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Flussneunaugen (nur „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“) und Finten können im Rahmen von Befischungsarbeiten v. a. durch die Forschungsfischerei und durch Schallemissionen gestört bzw. beeinträchtigt werden. Bei der Forschungsfischerei werden i. d. R. die gleichen Fanggeräte wie in der kommerziellen Fischerei eingesetzt, die gefangenen Fische werden vermessen, gewogen und ggf. im Labor weiter untersucht. Die nicht im Labor untersuchten Fische werden i. d. R. wieder über Bord gegeben, vergleichbar dem Rückwurf von Beifang. Die Mortalitätsrate ist wie auch in der kommerziellen Fischerei hoch (vgl. Kap. 5.5.1). Die mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen führen i. d. R. nur zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches v. a. durch Finten (vgl. Kap. 5.2.6 und 5.2.7). Lediglich bei seismischen Untersuchungen kann es zu einer Schädigung v. a. der empfindlicheren Finten (u. U. mit letalen Folgen) kommen. Für das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ ist aufgrund der höheren Anzahl von Forschungsfahrten, zwei Fischereiforschungsgebieten im Gebiet und seismischen Untersuchungen (vgl. Abb. 62) von etwas stärkeren Auswirkungen auszugehen. Die Auswirkungen der Seismik lassen sich aufgrund fehlender Daten jedoch nicht vollständig bewerten. Insgesamt sind die Auswirkungen der Meeresforschung auf Flussneunaugen und Finten aufgrund des im Vergleich zur kommerziellen Fischerei geringen Fischereiaufwandes und der zeitlich und räumlich begrenzten Schallemissionen aber als vernachlässigbar (0) einzustufen.

6.16.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Im Zusammenhang mit der Meeresforschung sind für Trauerente, Seetaucher und Alkenvögel visuelle Störungen durch den Verkehr von Schiffen (und bei der Trauerente auch von Flugzeugen) relevant (Kap. 5.4.8). Für alle Seevögel sind im Zusammenhang mit der Forschungsschiffahrt mögliche Gefährdungen durch die unbeabsichtigte Freisetzung von Abfällen und Öl zu nennen (Kap. 5.4.9 und 5.4.10). Setzen Forschungsschiffe Grundschleppnetze ein, kommt es zur physischen Lebensraum-/ Biotopveränderung bzw. zu einem Lebensraum-/Biotopverlust mit Folgen für das Nahrungsangebot besonders von Trauerenten, Seetaucher, Alkenvögel und Dreizehenmöwen (Kap. 5.4.5). Grundberührende und pelagische Schleppnetzfisherei reduzieren auch durch die Entnahme potenzieller Beutefische das Nahrungsangebot für Seevögel insgesamt (Kap. 5.5.5 und 5.5.6). Bei seismischen Untersuchungen kann es durch den Impulsschall zur physischen Schädigung tauchender Vögel kommen.

Sowohl das Vorkommen von Seevögeln als auch das Aktionsgebiet von Fischereiforschungsschiffen nehmen das gesamte NSG ein. Dadurch besteht ganzjährig und großräumig ein Konfliktpotenzial, das aber angesichts der insgesamt geringen Intensität der Forschungsfischerei (Kap. 4.4.4.2) höchstens lokal und kurzzeitig zum Tragen kommt. Im Zeitraum 2010–2015 fanden im Westteil des Komplexgebietes seismische Untersuchungen statt, bei denen zumindest die beteiligten Schiffe (samt geschleppten Hydrophonen) bei den gegenüber der Schifffahrt empfindlichen Seevogelarten höchstens lokal und kurzzeitig für Reaktionen gesorgt haben dürften. Ob es durch den Impulsschall zu physischer Schädigung bei tauchenden Vögeln gekommen ist, ist nicht bekannt. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf Seevögel werden insgesamt als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.16.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Der für die Auswirkungen auf den Schweinswal und Robben wichtigste Wirkfaktor der wissenschaftlichen Forschung ist der Impulsschall (Kap. 5.5.1). Bei stark gebündelter, senkrechter Ausrichtung der Schallsignale ist bei vergleichsweise geringen Pegeln der Störradius nur sehr gering. Dagegen können Geräte, die für große Wassertiefen oder zum Durchdringen dicker Sedimentschichten geeignet sind, derart hohe Pegel aufweisen, dass bei diesen eine fallspezifische Beurteilung erforderlich wird. In Sedimentuntersuchungen kommen z. B. regelmäßig Sub-Bottom-Profiler zum Einsatz. Sie sind für hohe Eindringtiefen in den Meeresboden konzipiert und emittieren nach unten fokussierten Impulsschall (Kap. 5.5.1) sehr hoher Intensität. Die verwendeten Signale liegen im mittleren Frequenzbereich (ca. 20 bis 40 kHz, für Schweinswale gut hörbar, für Seehunde im oberen Bereich der Hörkurve) bei einem Schalldruckpegel von bis zu 245 dB re 1 µPa. Die schwächere seitliche Abstrahlung kann durch Mehrfachreflexionen zu Störungen führen. ADCPs oder Fischereilote mit sehr hohen Sendepiegeln sowie (Breitband)multibeam-Sonare mit niedrigen Frequenzanteilen können aufgrund ihrer schräg bzw. waagerecht ausgerichteten Abstrahlung durch Mehrfachreflexion (in Abhängigkeit von der Frequenz, Wassertiefe und verschiedener hydrografischer Parameter) weiträumig zu Störungen von Meeressäugetieren führen. Direkt im Schallkegel mancher Geräte können durch die hohen Schalldrücke Verletzungen auftreten. Man geht jedoch allgemein davon aus, dass dies durch die Scheuchwirkung der Signale in der Regel nicht passiert. Seismische Druckluftpulsar sind omnidirektional ausgerichtet und haben aufgrund ihrer hohen Schalldrücke das Potenzial in einem großen Bereich zu Störungen von Meeressäugetieren zu führen (siehe Kap. 6.9.4). Zum Einsatz besonders lauter, waagerecht ausgerichteter oder omnidirektionaler hydroakustischer Geräte liegen keine Informationen vor, so dass dieser Wirkfaktor nicht genau bewertet werden kann.

Bei der Fischereiforschung kann es darüber hinaus lokal und wiederholt zu einer physischen Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. zu einem Lebensraum-/Biotopverlust kommen. Der Fang von Zielarten und der Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) sind in Relation zur kommerziellen Fischerei vermutlich vernachlässigbar. Weiterhin treten schifffahrsbedingte Wirkfaktoren auf (Kap. 6.1.9).

NSG „Borkum Riffgrund“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung ist im NSG „Borkum Riffgrund“ gering (im Mittel knapp $> 0,1$ Forschungsschiffe/Tag). Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung durch den Fang von Zielarten und Nicht-Zielarten sowie den Schiffsverkehr auf Schweinswale und Robben im NSG „Borkum Riffgrund“ werden als gering (1) bewertet.

NSG „Doggerbank“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung ist im NSG „Doggerbank“ gering (im Mittel $< 0,1$ Forschungsschiffe/Tag). Seismische Untersuchungen fanden nur 2011 in Randbereichen des Gebietes statt (Abb. 62). Ob weitere seismische Untersuchungen stattgefunden haben, ist nicht bekannt. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung auf Schweinswale und Seehunde im NSG „Doggerbank“ durch den Fang von Zielarten und Nicht-Zielarten, den Schiffsverkehr sowie Impulsschallemissionen werden als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung ist im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ im Vergleich zum übrigen Schiffsverkehr gering (im Mittel $0,5\text{--}0,8$ Forschungsschiffe/Tag). Sie verteilt sich auf ein relativ großes Gebiet. Im Bewertungszeitraum 2010–2015 fand zudem im westlichen Teil des NSG eine 2-D Seismik – verbunden mit Emissionen von Impulsschall (Kap. 5.5.1) – statt. Diese ist gekennzeichnet durch eine im Vergleich zur 3-D Seismik wesentlich geringere betroffene Fläche und eine deutlich kürzere Zeitdauer. Ob weitere seismische Untersuchungen stattgefunden haben, ist nicht bekannt.

Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung auf Schweinswale und Robben durch den Fang von Zielarten und Nicht-Zielarten, den Schiffsverkehr sowie Impulsschallemissionen im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ werden daher als gering (1) bewertet.

6.16.5 Gesamtauswirkungen wissenschaftlicher Meeresforschung

In diesem Kapitel sind die Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 70). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kap. 6 und BfN 2017).

Tab. 70: Gesamtübersicht der Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten.

Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter und Schutzgutgruppen	Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten *		
		BRg	Dgb	Syl
-	Sandbänke	0	0	0
-	Riffe	0	/	0
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	0
-	Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna	/	/	x
Fische und Neunaugen	Flussneunauge	/	/	0
	Finte	0	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		0
Benthosfresser	Trauerente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Stern-Taucher	/	/	0
	Prachtt-Taucher	/	/	0
	Basstölpel	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Eissturmvogel	/	/	0
	Spatelraubmöwe	/	/	0
	Skua	/	/	0
	Dreizehenmöwe	/	/	0
	Zwergmöwe	/	/	0
	Sturmmöwe	/	/	0
	Heringsmöwe	/	/	0
	Brandseeschwalbe	/	/	0
	Flusseeeschwalbe	/	/	0
	Küstenseeschwalbe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	1	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	0	1
Robben	Kegelrobbe	1	/	1
	Seehund	1	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	0	1
Gesamtauswirkungen		2 von 24	0 von 12	2 von 36

*: Über den Einsatz von Seismik liegen bis auf eine Kampagne 2011 keine Daten vor. Deren Auswirkungen konnten daher nur für diese eine Kampagne berücksichtigt werden.

6.17 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen

In den vorangegangenen Kapiteln sind die Auswirkungen der aktuellen Nutzungen auf die verschiedenen Schutzgüter analysiert worden. Die in Kap. 4.5 zusammengestellten voraussichtlichen (wahrscheinlichen) und potenziellen (Eintritt unsicher) Nutzungsänderungen können diese festgestellten Auswirkungen verändern. Die in Tab. 57 zusammengestellten voraussichtlichen und potenziellen Nutzungsänderungen umfassen sowohl Intensivierungen als auch Reduktionen vorhandener Nutzungen; möglich ist auch die Entstehungen neuer (zusätzlicher) Nutzungen. Dadurch werden sich auch die in Kap. 6 ermittelten Auswirkungen entsprechend verändern; es sind also sowohl Zunahmen der aktuellen Auswirkungen als auch Abnahmen wahrscheinlich bzw. möglich. Dabei ist davon auszugehen, dass Intensivierungen der Nutzungen, die bereits derzeit zu Auswirkungen auf eines oder mehrere Schutzgüter führen, zu einer Zunahme der Auswirkungen führen werden und vice versa. Wenn eine solche Zu- oder Abnahme der Auswirkungen durch eine der in Kap. 4.5 zusammengestellten voraussichtlichen oder potenziellen Nutzungsänderungen entsprechend der Analyse der Auswirkungen (Kap. 0–0) bei mindestens einem Schutzgut anzunehmen ist, führt dies entsprechend der in BfN (2017) beschriebenen Methodik zu einer entsprechenden Kennzeichnung in den Tabellen in Kap. 6.19.

6.18 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen

6.18.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten

Neben den o. g. Nutzungen sind die in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee vorkommenden Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten auch von den Auswirkungen des Klimawandels (Temperaturanstieg, Anstieg des Meeresspiegels, pH-Wert Senkung) betroffen. In geringerem Umfang beeinträchtigen Eutrophierung und Ferneinträge von Abfällen die LRT, Biotope und Arten.

So können steigende Wassertemperaturen und Versauerung der Meere in den Schutzgebieten zu einer veränderten Zusammensetzung von Algen-Gemeinschaften und einer Zunahme von Massenvermehrungen toxischer Algen führen. Da die meisten benthischen Arten in den Schutzgebieten an die kühlen Wassertemperaturen der gemäßigten Breiten angepasst sind, ist damit zu rechnen, dass die in Zukunft häufiger auftretenden hohen Wassertemperaturen zu Verschiebungen der benthischen Gemeinschaften sublitoraler Sandbänke, Riffe, KGS und Schlickgründe führen werden (Narberhaus et al. 2012).

Aktuelle Beispiele für klimainduzierte Effekte der benthischen Gemeinschaften sind für den LRT „Sandbänke“ auf der Doggerbank beschrieben. Hier beobachtete Kröncke (2011) in den späten 1980iger Jahren eine Zunahme der Diversität, Artenzahl und Abundanz für die Benthosgemeinschaften, wohingegen der entgegengesetzte Effekt in den 2000er Jahren eintrat. Neben der grundberührenden Fischerei vermutete Kröncke,

dass vor allem die ansteigenden Oberflächenwassertemperaturen und positive Perioden der Nordatlantischen Oszillation (NAOI) dafür verantwortlich waren.

Auch das Vorkommen einiger pelagischer und benthischer Fischarten in den LRT und Biotoptypen kann sich nordwärts verschieben (z. B. beim Sandaal oder Kabeljau). Für den im LRT „Riffe“ charakteristischen Kabeljau konnte bereits in der Vergangenheit eine Verschiebung der geographischen Region in Richtung Norden festgestellt werden (Perry et al. 2005). Dieser Trend wird sich bei weiter ansteigenden Wassertemperaturen auch in Zukunft fortsetzen, wobei bei Fischen anzumerken ist, dass klima- und fischereiinduzierte Auswirkungen nicht immer klar voneinander zu trennen sind. Andere Fischarten hingegen werden bei steigenden Wassertemperaturen in größere Tiefen ausweichen. Aufgrund der klimatischen Entwicklung sind südliche Fischarten wie beispielsweise Sardine, Sardelle, Meerbarbe oder Roter Knurrhahn in der deutschen Nordsee häufiger geworden und werden heute regelmäßig erfasst (Ehrich et al. 2007). Durch die in Zukunft ggf. verstärkte Einwanderung von südlichen Arten kann es zu Veränderungen in der Artzusammensetzung und des Nahrungsnetzes kommen (Ehrich et al. 2009). Die resultierenden Verschiebungen in der Fischfauna betreffen sowohl Seevögel als auch Meeressäuger durch ein qualitativ oder quantitativ vermindertes Nahrungsangebot. Dies kann zu einem geringeren Reproduktionserfolg führen (Poloczanska et al. 2004), doch sind auch geringere Fitness oder einem Ausweichen der Bestände in andere Meeresgebiete denkbar.

Weitere Beispiele für klimainduzierte Effekte bei Fischen sind Veränderungen in der Rekrutierung, Wachstum und Sterblichkeit von Arten und in Konsequenz davon Verschiebungen in der geographischen Lage des Verbreitungsschwerpunktes (Dulvy et al. 2008, Alheit 2011).

Gefährdungen durch die Eutrophierung bestehen insbesondere in der Ausbildung von Sauerstoffminimumzonen, wodurch es insbesondere bei Fischen, deren Jungstadien oder Laich zu negativen Effekten kommen kann. In der deutschen AWZ der Nordsee sind aufgrund der starken Durchmischung des Wassers Sauerstoffmangelsituationen trotz der erhöhten Nährstofffrachten aber generell eher selten.

Durch die Überlagerung der Auswirkungen von Klimawandel, Eutrophierung und Ferneinträge von Abfällen mit den Auswirkungen der Nutzungen können diese kumulativ wirken und sich ggf. verstärken.

6.18.2 Auswirkungen auf Seevögel

Die global wirkenden Effekte des Klimawandels wirken grundsätzlich auch auf Seevögel. Es gibt Anzeichen dafür, dass einzelne Seevogelarten von den mit dem Klimawandel häufiger werdenden extremen Wetterlagen (Stürmen) betroffen sein können, z. B. die Krähscharbe mit ihrer Empfindlichkeit gegenüber Winterstürmen (Frederiksen et al. 2008a). Viel gravierender sind aber sicherlich Folgen des Klimawandels, die auf die zeitliche und räumliche Verteilung des Nahrungsangebots einwirken und damit die Aufenthaltsmuster von Seevögeln bestimmen (Grémillet & Boulinier 2009). Veränderun-

gen in Wassertemperatur, Salinität und pH-Wert beeinflussen über Primärproduktion (Phytoplankton) und Sekundärproduktion (Zooplankton) die Zusammensetzung der Fischfauna, die ihrerseits von der Wasserqualität beeinflusst wird. Insgesamt führt der Klimawandel zu geringerer mariner Primärproduktion und beeinflusst dadurch den Energiefluss zu Topprädatoren in negativer Weise (Le Bohec et al. 2008). Derartige regional und lokal stark variierende Prozesse werden zudem stark von der Fischerei beeinflusst. So sind in der nördlichen Nordsee Sandaalbestände im Zusammenwirken von Klimawandel und Fischerei zusammengebrochen und haben dadurch zu erheblichen Brutverlusten bei Dreizehenmöwen geführt (Poloczanska et al. 2004). Seevögel sind häufig auf bestimmte Arten und Größenklassen ihrer Beute spezialisiert und reagieren auf plötzliche Änderungen im Nahrungsangebot vor allem mit vermindertem Bruterfolg (Grémillet & Boulinier 2009). Eine hohe Brutortstreue verbunden mit relativ hohem Alter beim Einstieg in die Reproduktion erschweren in dieser Hinsicht eine rasche Anpassung der räumlichen Verteilung brütender Seevögel an plötzliche Veränderungen in ihrer Umwelt.

Auch die Eutrophierung mit ihren in Kap. 4.6.2 beschriebenen physikalischen und biologischen Effekten kann sich auf Seevögel auswirken, wenn sich die Häufigkeit sowie die räumliche und zeitliche Verteilung ihrer Beutetierarten verändern. Eine erhöhte Primärproduktion kann zwar zur Zunahme von Vögeln führen, weil sie am Ende der Nahrungskette mehr Nahrung vorfinden und sich diese möglicherweise über eine größere Fläche verteilt (Rönkä et al. 2005). Andererseits können von der Eutrophierung ausgehende Effekte für Vögel ungünstig sein. So kann sich durch stärkeren Bewuchs des Meeresbodens die Zugänglichkeit von Beuteorganismen verschlechtern (Rönkä et al. 2005), durch Sauerstoffmangel aber auch die Artenzusammensetzung und Diversität der litoralen Fauna verändern (Rumohr et al. 1996, O'Brien et al. 2003) sowie schließlich die Häufigkeit von Fischen vermindern (Hansson & Rudstam 1990).

6.18.3 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Schweinswale sind als Topprädatoren vor allem indirekt über auf das Nahrungsnetz wirkende Effekte des **Klimawandels** (v. a. Temperaturanstieg und Erhöhung des Meeresspiegels) und der mit dem CO₂-Anstieg in der Atmosphäre zusammenhängenden **Versauerung** der Meere betroffen. Die Auswirkungen sind heute noch nicht abzuschätzen. Sie können jedoch langfristig dramatisch sein und weit über die bloße Verschiebung von Nahrungsvorkommen hinausgehen, weil sie alle Komponenten des Nahrungsnetzes betreffen. Steigende Wassertemperaturen und Versauerung der Meere können in den Schutzgebieten zu einer veränderten Zusammensetzung von Algen-Gemeinschaften und einer Zunahme von Massenvermehrungen toxischer Algen führen (Kap. 6.18.1). Auch das Vorkommen pelagischer und benthischer Fischarten kann sich nordwärts verschieben. Manche Fischarten weichen in (kühlere) größere Wassertiefen aus (Kap. 6.18.1). Erhöhte Meerestemperaturen können (im Zusammenhang mit der Eutrophierung, s. u.) lokal in der Nordsee zu Sauerstoffknappheit führen (Queste et al. 2013), die sich ebenfalls auf das Vorkommen von Beutefischen auswirken kann. Dadurch kann sich für Meeressäuger

ein qualitativ oder quantitativ vermindertes Nahrungsangebot ergeben mit der möglichen Folge einer geringeren Fitness, eines geringeren Reproduktionserfolgs oder einem Ausweichen in andere Gebiete. Heide-Jørgensen et al. (2011) wiesen Auswirkungen des Klimawandels auf Schweinswale in Grönland nach, wo sich Schweinswale in einer Warmperiode länger in den nunmehr länger eisfreien Gebieten aufhielten als im Vergleichszeitraum einer Kälteperiode und auf andere Beute auswichen, da sich in der Fischfauna ebenfalls Verschiebungen ergeben haben. In einer Modellierungsstudie für verschiedene Walarten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen und Lebensweisen konnten sowohl positive als auch negative Effekte des Klimawandels gezeigt werden (Lambert et al. 2014). Vorhersagen über den Schweinswal konnten in dieser Studie jedoch nicht getroffen werden.

Der prognostizierte Meeresspiegelanstieg und eine Zunahme von Sturmereignissen haben durch die längere bzw. häufigere Überflutung oder Zerstörung von Sandbänken oder Stränden Konsequenzen für die Verteilung und Qualität von Liegeplätzen von **Kegelrobben und Seehunden**. Dies kann sich vor allem auf die Wattenmeerpopulation der Kegelrobbe auswirken, da winterliche Sturmfluten sich auf die Überlebensrate von Jungrobben auswirken können. Die Jungrobben haben in den ersten zwei Lebenswochen ein wasserdurchlässiges Embryonalfell (Kap. 3.6.2.1), so dass sie auf ausreichend hohe Liegeflächen angewiesen sind (vgl. Abt et al. 2002).

Auch die **Eutrophierung** v. a. durch Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr hat Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz und damit auch auf Schweinswale und Robben als Topprädatoren. Die durch die Eutrophierung bedingte (und durch Temperaturerhöhung verstärkte, s. o.) lokale Sauerstoffknappheit (Queste et al. 2013) wirkt sich auf die Habitatqualität und das Vorkommen von Fischen aus. Insbesondere Laich, Jungfische oder benthische Fischarten können davon betroffen sein (Kap. 6.18.1). Der Sandaal als wichtige Beutefischart ist durch seine Lebensweise im Sediment besonders anfällig gegenüber Sauerstoffmangel am Meeresboden (Heesen et al. 2015). Als Folge kann sich für Meeressäuger eine qualitativ oder quantitativ vermindertes Nahrungsangebot ergeben mit der möglichen Folge einer geringeren Fitness, eines geringeren Reproduktionserfolgs oder einem Abwandern in andere Gebiete.

Neben dem Eintrag von Abfällen durch die Schifffahrt und die Fischerei haben auch **Ferneinträge von Abfällen** Auswirkungen auf Meeressäuger. Die Wirkfaktoren sind in Kap. 5.5.11 dargestellt. Fast 90 % des an den Küsten angeschwemmten Mülls sind aus Plastik (UBA 2017). In der südlichen Nordsee konnten durchschnittlich 11 Kilogramm Müll pro Quadratkilometer Meeresboden ermittelt werden. Verletzungen oder Unterernährung durch Verschlucken sowie Verletzung durch Verfangen sind die wesentlichen Auswirkungen dieser Abfälle (Unger et al. 2017). Mikromüll findet sich in allen Kompartimenten der Meeresumwelt. Plastikpartikel unter 1 mm finden sich in der Nordsee in 69 % der untersuchten Fische (UBA 2017) und damit in der Beute von Schweinswalen und Seehunden. Eine weitere Quelle von Mikroplastikpartikeln neben dem Zerfall großer Plastikteile ist primäres Mikroplastik, das vor allem in der Kosmetikbranche eingesetzt wird und durch Kläranlagen nur unzureichend aus Abwässern entfernt wird. Die Kontamination mit

Inhaltsstoffen der Plastikpartikel sowie anhaftenden Schadstoffen ist eine weit verbreitete Folge für Meeresorganismen (Wright et al. 2013).

6.19 Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen in den Schutzgebieten

In den folgenden Tabellen (Tab. 71, Tab. 72 und Tab. 73) sind jeweils die Gesamtauswirkungen der einzelnen Nutzungen auf die Schutzgüter und Schutzgutgruppen zusammenfassend dargestellt. Die Werte in den Tabellen müssen jeweils im Zusammenhang mit dem in den einzelnen Gebieten aus der unterschiedlichen Anzahl der Schutzgüter resultierenden möglichen Maximalwert der Auswirkungen gesehen werden. In den Tabellen ist daher jeweils sowohl der aktuelle Gesamtwert als auch der mögliche Maximalwert dargestellt. Im NSG „Borkum Riffgrund“ haben die Berufsschifffahrt und die grundberührende Fischerei die stärksten Auswirkungen über alle Schutzgüter (siehe Tab. 71).

Im NSG „Doggerbank“ hat die grundberührende Fischerei die stärksten Auswirkungen (siehe Tab. 72)

Das NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ weist für mehrere Nutzungen stärkere Auswirkungen auf die Schutzgüter auf; mit großem Abstand ist es auch hier die grundberührende Fischerei, gefolgt von der Energieerzeugung aus Wind und der Berufsschifffahrt (siehe Tab. 73).

Tab. 71: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Borkum Riffgrund“.

Aktuelle Auswirkungen (A)

A - 0 keine bis vernachlässigbar; 1 gering; 2 mittel; 3 stark; 4 sehr stark; - keine Nutzung; ?: unbekannt; Die Gesamtauswirkungen sind die Summe aller Einzelwerte für die LRT, Biotoptypen und Schutzgutgruppen der Arten (blau hinterlegte Zeilen in Tab. 59–Tab. 70). Die Auswirkungen auf eine Schutzgutgruppe von Arten entsprechen dabei dem höchsten Wert innerhalb der Gruppe.

Voraussichtliche/potenzielle Auswirkungen (V/P)

Zukünftige Änderungen der Ausprägung der Nutzung sind durch Änderungen der räumlichen/zeitlichen Ausprägung sowie ggf. technischer Veränderungen (z. B. Geräte, Methoden, Mitigationsmaßnahmen) und der Phase der Nutzung (z. B. Übergang von der Bau- in die Betriebsphase) möglich.

V - Voraussichtliche Tendenz der Auswirkungen bei Umsetzung bereits genehmigter, aber noch nicht begonnener Vorhaben oder durch das Auslaufen aktueller Nutzungsformen und Umsetzung der Verbote der Schutzgebietsverordnungen (hohe Prognosesicherheit): ↗ zunehmend, → gleichbleibend, ↘ abnehmend, - keine genehmigten Vorhaben.

P - Potenzielle künftige Änderungen der Auswirkungen (mäßige Prognosesicherheit): ● erhöhte Auswirkungen anzunehmen, ○ keine erhöhten Auswirkungen anzunehmen, - keine potenziellen Auswirkungen vorhanden.

Gesamtauswirkungen

Die Gesamtauswirkungen ergeben sich aus der höchsten Einstufung bei den einzelnen LRT, Biotoptypen und Schutzgutgruppen der Arten. Die Auswirkungen auf eine Schutzgutgruppe von Arten entsprechen dabei dem höchsten Wert innerhalb der Gruppe.

Nutzung	Gesamtauswirkungen auf die LRT und Biotope sowie die Schutzgutgruppen Fische und Neunaugen, Wale und Robben im Schutzgebiet „Borkum Riffgrund“		
	A	V	P
Berufsschifffahrt	12 von 24	-	●
Freizeitschifffahrt	0 von 24	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 24	-	-
Grundberührende Fischerei	11 von 24	-	○
Pelagische Schleppnetzfisherei	-	-	-
Stellnetzfisherei	5 von 24	-	-
Fischerei mit Reusen und Fallen	2 von 24	-	-
Freizeitfisherei	0 von 24	→	●
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	6 von 24	-	●
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	-	-	-
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	2 von 24	↗	○
Energieerzeugung aus Wind	6 von 24	→	○
Aufsuchung von Kohlendioxidlagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung	-	-	-
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	6 von 24	↗	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	2 von 24	-	-

Tab. 72: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Doggerbank“.

Erläuterungen s. Tab. 71

Nutzung	Gesamtauswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ sowie die Schutzgutgruppen Wale und Robben im Schutzgebiet „Doggerbank“		
	A	V	P
Berufsschifffahrt	2 von 12	-	●
Freizeitschifffahrt	-	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 12	-	-
Grundberührende Fischerei	9 von 12	-	○
Pelagische Schleppnetzfischerei	1 von 12	-	-
Stellnetzfischerei	6 von 12	-	-
Fischerei mit Reusen und Fallen	-	-	-
Freizeitfischerei	-	-	-
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	3 von 12	-	●
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	-	-	-
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	1 von 12	-	●
Energieerzeugung aus Wind	-	-	-
Aufsuchung von Kohlendioxidlagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung	-	-	-
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	-	-	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	0 von 12	-	-

Tab. 73: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“. Erläuterungen s. Tab. 71

Nutzung	Gesamtauswirkungen auf die LRT und Biotope sowie die Schutzgutgruppen Fische und Neunaugen, Wale, Robben, Benthosfresser, Wassersäulenfresser und Oberflächenfresser im Schutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“		
	A	V	P
Berufsschifffahrt	11 von 36	-	●
Freizeitschifffahrt	0 von 36	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 36	-	-
Grundberührende Fischerei	28 von 36	-	●
Pelagische Schleppnetzfisherei	8 von 36	-	-
Stellnetzfisherei	8 von 36	-	○
Fischerei mit Reusen und Fallen	3 von 36	-	-
Freizeitfisherei	2 von 36	↘	-
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	2 von 36	-	-
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	9 von 36	↗	●
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	4 von 36	↗	●
Energieerzeugung aus Wind	16 von 36	↗	●
Aufsuchung von Kohlendioxidlagerstätten und Kohlendioxid-Speicherung	-	-	●
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	6 von 36	→	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	2 von 36	-	-

Glossar

Begriff	Erläuterung
§ 30-Biotop / Biotoptyp	Nach § 30 BNatSchG geschütztes Biotop / in § 30 Abs. 2 S. 1 BNatSchG aufgeführter Biotoptyp. Zu den Definitionen Biotop / Biotoptyp s. dort.
AEWA	Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, Abkommen zum Schutz von Wasservögel von Grönland und Westsibirien bis Südafrika (seit 1996).
AIS	Navigations- und anderen Schiffsdaten (z.B. Schiffspositionen) aus dem international standardisierten Funksystem AIS (Automatic Identification System, zu Deutsch: Automatisches Identifikationssystem) oder UAIS (Universal Automatic Identification System), das die Sicherheit und die Lenkung des Schiffsverkehrs durch den Austausch dieser Daten verbessert.
Auswirkungen	Maß für die Veränderung (i. d. R. negativ) eines Schutzgutes durch die Wirkfaktoren einer Nutzung, ggf. vermittelt über eine Wirkung. Es erfolgt eine Bewertung auf einer fünfstufigen Skala.
ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas; regionales Artenschutzabkommen (seit 1994).
AWZ	ausschließliche Wirtschaftszone.
Barrierewirkung	Aus Hindernissen im Habitat resultierende Blockade, die zu einer Isolierung von Individuen bzw. Populationen führt, wenn eine freie Ausbreitung und Migration zwischen Funktionsräumen verhindert werden.
Beifang	Der Fang von Nicht-Zielarten in der Fischerei. Für die Bewertung der Auswirkungen des Beifangs insbesondere relevant sind in der deutschen Nordsee Beifänge von Makrozoobenthosarten, Fischen, Walen, Robben und Seevögel. Nicht zu verwertender Beifang wird als Discard zurückgeworfen.
Berner Konvention	Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (seit 1979).
BfN	Bundesamt für Naturschutz.
Biogeographische Population	Population, die entweder durch geographisch getrenntes Brutgebiet, geographisch getrennte Zugwege oder geographisch getrenntes Winterquartier von einer anderen Population abgegrenzt ist.
Biotop	Der synökologische Lebensraum einer spezifischen wiederkehrenden biologischen Lebens-(Arten-)gemeinschaft (Biozönose), der durch die abiotische Umwelt aber auch die Wechselbezie-

	hungen der Arten untereinander gekennzeichnet ist. Durch den Begriff Biotop werden dadurch bereits Teile der Biozönose abgebildet (nach Ssymank et al. 1993, Riecken et al. 1994). Konkretes Vorkommen eines Biotoptyps.
Biotoptyp	Der abstrahierte Typus aus einer Gesamtheit gleichartiger Biotope, der mit seinen ökologischen Bedingungen weitgehend einheitliche, von anderen Typen verschiedene, abgrenzbare Voraussetzungen für Lebensgemeinschaften bildet. Die Typisierung und damit auch die Klassifizierung schließt abiotische und biotische Merkmale (Vegetationsstrukturen, Pflanzengesellschaften, Tierarten) mit ein (nach Ssymank et al. 1993, Riecken et al. 1994).
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz.
Bohrklein	Bei Tiefbohrungen anfallendes Lockermaterial aus den durchteuften Gesteinsschichten.
Bohrspülung	Bei Tiefbohrungen durch das Bohrloch gepumpte Flüssigkeiten; die Flüssigkeit kann auf Wasser oder Öl basieren und verschiedene (auch toxische) Zusatzstoffe haben.
Bonner Konvention	Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden Tierarten (seit 1983).
breitbandig	Eine große Bandbreite, einen großen Frequenzbereich aufweisend.
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
CBD (seit 1992)	Convention on Biological Diversity / Biodiversitätskonvention.
Central Place Forager	Verhaltensökologisches Modell einer Jagdstrategie, bei der Tiere (z. B. Robben) von einem zentralen Ort aus gezielt Nahrungsgebiete mit hohen Beutekonzentrationen aufsuchen. Durch dieses Verhalten kann gegenüber einem zufälligen Herumschwimmen und Suche nach Beute trotz ggf. höherer Entfernung ein höherer Energiegewinn erreicht werden.
c-square	0,05° x 0,05° große Rasterzellen (ca. 14–16 km ² je nach geographischer Breite)
CWSS	Common Wadden Sea Secretariat
Dauerschall	Kontinuierlich auftretender Schalleintrag, z. B. durch die Schifffahrt. Diese Schallimmissionen unterscheiden sich in Frequenz und Intensität vom „lauteren“ und „schlagartigen“ Impulsschall.
Defizit	Differenz zwischen Soll-Zustand und Ist-Zustand eines Schutzgutes.
DFS	Deutsche Flugsicherung GmbH
Discard	Fischereiabfälle
Dolly Ropes	Meist orangefarbige oder blaue Netze, die als Scheuerschutz um den hochwertigeren Netzsteert geknüpft werden, um diesen vor Verschleiß in der grundberührenden Fischerei zu schützen. Dolly

	Ropes nutzen sich bei der Benutzung ab und tragen so stark zur Vermüllung bei.
Druckluftpulser	Gerätekategorie, zu der auch die sog. "Seismic Air Guns" gezählt werden. Sie erzeugen rhythmisch durch ein abruptes Entweichen komprimierter Luft extrem laute Knallgeräusche. Sie dienen hauptsächlich der geologischen Erkundung des Meeresbodens und Untergrundes (einschließlich der Erkundung von Lagerstätten).
Durchführungsverordnung (EU) Nr. 404/2011	Durchführungsverordnung (EU) Nr. 404/2011 der Kommission vom 8. April 2011 mit Durchführungsbestimmungen zu der Verordnung (EG) Nr. 1224/2009 des Rates zur Einführung einer gemeinschaftlichen Kontrollregelung zur Sicherstellung der Einhaltung der Vorschriften der gemeinsamen Fischereipolitik.
durchschnittliche Gebietskapazität	Anzahl der Individuen einer Art, die ein bestimmtes Gebiet aufnehmen bzw. versorgen kann. Hier: Maximalzahlen von Vögeln im NSG werden als Parameter für die durchschnittliche Gebietskapazität verwendet; unter der Annahme, dass mindestens so viele Individuen im Gebiet leben können.
Elektromagnetische Felder	Elektromagnetische Felder entstehen im Umfeld von elektrischen Leitern. Hochfrequente elektromagnetische Felder können Gewebe erwärmen. Niederfrequente elektromagnetische Felder können in Geweben elektrische Felder und Ströme erzeugen.
Endokrindisruptoren	Hormonähnliche Substanzen, die das Hormonsystem stören und sich negativ auf die Fortpflanzung sowie auf das Immunsystem auswirken und so für Krankheiten ursächlich sein können.
Epifauna	Auf dem Sediment lebende Tiere.
Erhaltungsgrad	Ist-Zustand eines Schutzgutes, bewertet auf Gebietsebene (gemäß FFH-RL).
Erhaltungszustand	Ist-Zustand eines Schutzgutes, bewertet auf Ebene der biogeografischen Region (gemäß FFH-RL).
Erheblichkeit	Erheblichkeit ist im Zusammenhang mit Vorhabenplanungen als die Schwere einer Auswirkung definiert, die zu einer erheblichen Beeinträchtigung im Sinne des Naturschutzrechtes führt. Je nach Rechtsregime und Einzelfallkonstellation ist die Erheblichkeit unterschiedlich definiert.
ESAS	European Seabirds at Sea.
Expositionsdauer (Schall)	Dauer, die ein Individuum einem Schallereignis ausgesetzt ist.
EU-KOM	Europäische Kommission
FFH-Richtlinie	EU Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna Flora Habitat Richtlinie, FFH-RL). Die Richtlinie wurde am 22. Juli 1992 vom Rat der Europäischen Gemeinschaft erlassen und zuletzt

	durch die Richtlinie 2006/105/EG geändert. Die FFH-Richtlinie hat das Ziel, wildlebende Arten, deren Lebensräume und die europaweite Vernetzung dieser Lebensräume zu sichern und zu schützen.
FFH-VP	Verträglichkeitsprüfung gemäß der FFH-Richtlinie.
Frequenzspektrum (Schall)	Gesamtheit der Frequenzen (Schall) eines Schallereignisses. Das Spektrum kann sowohl diskrete Töne (schmalbandig) als auch breitbandige Anteile aufweisen. In vielen Fällen wird bei Schallmessungen, bedingt durch die verfügbaren Geräte, nur ein Teil des Spektrums gemessen.
Funktionsräume	Räume, die für die Schutzgüter eine wichtige ökologische Funktion übernehmen, z. B. Reproduktions-, Aufzucht-, Brut-, Nahrungs- und Rastgebiete. Ferner fallen hierunter Wander- / Migrationsräume, die die zuvor genannten Gebiete miteinander verbinden.
Gammelfischerei	Industriefischerei mit Fang auch untermaßiger Fische und mariner Wirbelloser zur Gewinnung von Fischmehl und Fischöl.
Gemeinsame Fischereipolitik (GFP)	Fischereimanagement der Europäischen Union, das Regeln zum Erhalt der Fischbestände und für die Verwaltung der europäischen Fischereiflotte umfasst.
Geisternetz	Verloren gegangenes Netzmaterial oder ganze Netze sowohl aus der Schleppnetzfisherei als auch der Stellnetzfisherei. Da das Netzmaterial aus unverrottbarem Nylon besteht, können Geisternetze nahezu unbegrenzt weiterfischen. Sie sind somit eine Quelle für zusätzliche anthropogene Sterblichkeit bei Meeressäugern, Seevögel, Fischen und Krebstieren.
GMP	Gebietsmanagementplan
Göteborg-Protokoll	Protokoll der UNECE zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon; Göteborg 1999.
GPS	G lobales P ositionsbestimmungssystem.
Grenzwert	Verbindlich festgelegter Höchstwert für die Zulässigkeit einer Emission oder Immission von Stoffen oder Energie oder einer sonstigen messbaren Einwirkung mit Schädigungspotenzial.
Habituation	Gewöhnung, die sich in einer Abschwächung messbarer Verhaltensänderung ausdrückt. Diese ist jedoch nicht als Toleranz zu interpretieren.
Hintergrundschall	Bezeichnet die kontinuierliche Geräuschkulisse. Dazu gehören u. a. Regen, Wind, Wellenschlag sowie der aus vielen entfernten anthropogenen Schallquellen addierte Schall (meist durch die Schifffahrt dominiert).
ICES-Rectangle	(dt.: ICES-Rechtecke). Diese Rechtecke orientieren sich am Gradnetz der Erde und haben eine Größe von ca. 30 x 30 sm bzw. von ca. 55 x 55 km.

Impulsschall	Einzelnes oder auch seriell auftretendes "abruptes" Schallereignis von kurzer Dauer und mit einer kurzen Signalanstiegszeit. Impulsschall kann schmalbandig sein (z. B. Sonare) oder ein breites Frequenzspektrum aufweisen (Explosionen, Rammschall, Schall von seismischen Druckluftpulsern).
Infauna	Im Sediment lebende Tiere.
Ist-Zustand	Aktueller Erhaltungsgrad eines Schutzgutes.
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Weltnaturschutzunion), erarbeitet u. a. weltweit Rote Listen und kategorisiert Schutzgebiete. Verwendet wurde hier die Rote-Liste-Einstufung nach v3.1: LC: Least concern (nicht gefährdet) NT: Near Threatened (potenziell gefährdet) VU: Vulnerable (gefährdet) EN: Endangered (stark gefährdet) CR: Critically Endangered (vom Aussterben bedroht)
Kavitation	„Hohlraumbildung“ durch Bildung von Dampfblasen in einer Flüssigkeit. Kavitationsgeräusche entstehen durch das (gleichzeitige) Kollabieren von Gasblasen, die in Flüssigkeiten dort entstehen, wo der statische Druck unter den Dampfdruck fällt (d. h. Wasser verdampft in Bereichen mit Unterdruck). Dies ist zum Beispiel an Schiffsschrauben der Fall, an denen hohe Druckunterschiede zwischen Bereichen vor und hinter den Propellerflügeln auftreten.
Kollision	Eine Kollision resultiert aus der Anwesenheit eines Kollisionsobjektes. Dieses kann statisch sein oder sich in Bewegung befinden. Eine Attraktionswirkung (siehe visuelle Störungen) kann Kollisionen begünstigen.
Komplexgebiet	nationales Meeresschutzgebiet, das einzelne Schutzgebiete verschiedener Rechtsregime (insbesondere Europäische Vogelschutzgebiete und FFH-Gebiete) umfasst, welche aneinander angrenzen und/oder sich räumlich überlagern können.
Lärm	Geräusche, die durch ihre Struktur (meist Lautstärke) auf die Umwelt störend, belastend oder gesundheitsschädigend wirken.
LRT	Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-RL.
MARPOL Anhang VI (seit 2003)	International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL) - Annex IV "Prevention of Pollution by Sewage from Ships"
Maskierung	Akustische Verdeckung aufgrund der Tatsache, dass ein Individuum in einem Geräusch bestimmte Frequenzanteile nicht oder nur mit verringerter Sensitivität wahrnehmen kann, da diese von anderen Frequenzbereichen überlagert werden.
MGI	Mortalitäts-Gefährdungs-Index.

Meeresschutzgebiete Nordsee

Minderungs- maßnahme	Maßnahme zur Minderung einer schädlichen Auswirkung.
MSRL	EU-Richtlinie 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL). Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008.
Natura 2000- Netzwerk	Zusammenhängendes Netz von terrestrischen und marinen Schutzgebieten innerhalb der EU, die nach FFH Richtlinie oder Vogelschutzrichtlinie geschützt sind.
Neobiota	Neobiota sind nichtheimische Arten, die im marinen Bereich z. B. durch den Austausch von Ballastwasser freigesetzt werden können.
NSG	Naturschutzgebiet.
Nutzung (aktuell)	Nutzung, die im für dieses Dokument ausgewerteten Zeitraum im Gebiet oder in seinem nahen Umfeld – sofern die Auswirkungen in das Gebiet hineinreichen können – ausgeübt wird bzw. die in einem nur kurz zurückliegenden Zeitraum dort ausgeübt wurde.
Nutzung (potenziell)	Nutzung, mit der z. B. aufgrund bestehender Rechte oder eines vorliegenden Antrags in den nächsten sechs Jahren zu rechnen ist.
Nutzung (voraussicht- lich)	Nutzung, die bei Inanspruchnahme bereits vorliegender Genehmigungen sehr wahrscheinlich auftreten wird.
OSPAR	Meeresschutzabkommen für den Nordost-Atlantik (Oslo-Konvention gegen Verklappung ab 1972, Paris-Konvention gegen Einleitung umweltgefährdender Stoffe ab 1974, 1992 Zusammenschluss beider Konventionen zu OSPAR).
OSPAR-MPA	An die OSPAR gemeldete Schutzgebiete, für die Schutz-, Erhaltungs-, Wiederherstellungs- oder Vorsorgemaßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung von Arten, Lebensräumen, Ökosystemen oder ökologischen Prozessen der Meeresumwelt ergriffen wurden.
OWEA	Offshore-Windenergieanlage.
OWP	Offshore-Windpark.
Pathogene	Pathogene sind Krankheitserreger, die z. B. über unbehandelte Schiffsabwässer in die Umwelt gelangen.
peak to peak	In einer Schwingung der Abstand (Amplitude) zwischen dem höchsten und dem geringsten Wert.
Physische Lebens- raum-/ Biotopverän- derung bzw. -verlust	Zeitweise oder dauerhafte Vertreibung von Arten aus ihren Lebensräumen/Biotope sowie zeitweise oder dauerhafte Degradation (Verlust) von Lebensräumen/Biotopen.
Population	Wird hier (wie im englischen Sprachraum) im Sinne von "Bestand" verwendet und ist nicht zu verwechseln mit dem gleichlautenden wissenschaftlichen Term, d. h. der Gesamtheit der

	Individuen einer Art, die einen zusammenhängenden Lebensraumabschnitt bewohnen und durch mehrere Generationen genetische Kontinuität zeigen (s. Biogeographische Population).
Produktionswasser	Bei der Ölförderung ebenfalls hochgepumptes Wasser aus der Lagerstätte, das vor Ort abgetrennt und ins Meer geleitet wird. Produktionswasser enthält u. a. aus der Lagerstätte stammende Ölrreste, radioaktive Substanzen und Schwermetalle.
PTS	Permanente Verschiebung der Hörschwelle (irreversible "Schwerhörigkeit").
Ramp-Up	Schrittweise Steigerung der Energie und damit des Schalldruckpegels bei der Seismik oder beim Rammen.
Relevanzschwelle	Ausmaß einer Auswirkung auf ein Natura 2000-Gebiet, bei dem eine Eignung zur erheblichen Beeinträchtigung im Sinne von § 34 Abs. 1 BNatSchG nicht auszuschließen ist und daher eine FFH-VP durchzuführen ist. Die Relevanzschwelle ist von der – für die Zulässigkeit eines Projekts nach § 34 Abs. 2 BNatSchG maßgeblichen – Erheblichkeitsschwelle zu unterscheiden.
Richtlinie 2000/60/EG	Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL).
Richtlinie 2001/81/EG	Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchst-mengen für bestimmte Luftschadstoffe.
Richtlinie 2008/1/EG	Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.
Richtlinie 2009/31/EG	Richtlinie 2009/31/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 über die geologische Speicherung von Kohlendioxid und zur Änderung der Richtlinie 85/337/EWG des Rates sowie der Richtlinien 2000/60/EG, 2001/80/EG, 2004/35/EG, 2006/12/EG und 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 – CCS-Richtlinie.
Richtlinie 2009/147/EG	Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildleben-den Vogelarten.
Richtlinie 79/409/EWG - VRL	Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten („Vogelschutzrichtlinie“).
Richtlinie 91/271/EWG	Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.
Richtlinie 91/676/EWG	Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus

Meeresschutzgebiete Nordsee

	landwirtschaftlichen Quellen.
Richtlinie 92/43/EWG - FFH-RL	Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen („Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“).
Rms, RMS-Pegel	Darstellungsweise für Dauerschallpegel als "root mean square pressure", bei dem Amplitudenausschläge über einen bestimmten Zeitraum gemittelt werden (auch quadratischer Mittelwert oder Effektivwert genannt).
SAC	Special Area of Conservation (Besonderes Schutzgebiet).
Schadstoffeinträge	Schadstoffeinträge umfassen Einträge fester, flüssiger und gasförmiger Stoffe mit Schadpotenzial auf die Meeresumwelt.
Schallpegel (Lp)	Beschreibt die Schalleinwirkung auf einen bestimmten Ort (Schallimmission) und ist stark von der Art der Umgebung (beispielsweise in einem Raum oder im Freien, Entfernung zu einer Schallquelle) abhängig.
Schutzgut	In den Meeresschutzgebieten der deutschen AWZ gemäß den Schutzgebietsverordnungen geschützte LRT, Biotope, Arten und Lebensgemeinschaften.
Schutzziele	Im Schutzzweck der Schutzgebietsverordnungen festgelegte Erhaltungs-, Wiederherstellungs- und Entwicklungsziele.
Schutzzweck	Teil der Schutzgebietsverordnung, in dem die Schutzgüter und Schutzziele festgelegt sind.
Schwellenwert	Messwert für die Intensität eines (Umwelt)-Reizes, bei dessen Überschreitung eine Auswirkung eintritt (z. B. eine physische Schädigung oder eine Verhaltensreaktion)
SCI	Site of Community Importance (Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung).
SDB	Standarddatenbogen.
SEL	Expositionspegel (auch Schall exposurespegel ("sound exposure level") genannt). Bei Impulsschall auf eine Sekunde gemittelter Schallpegel eines kurzen (< 1 Sekunde) Schallereignisses. Durch die Mittelung ist der Pegelwert niedriger als der peak-to-peak Wert.
Signalanstieg	Anstieg der Schwingung eines impulshaften Geräusches, der u. a. darüber entscheidet, ob ein Geräusch eine Verletzung auslösen kann (bei sehr kurzen Signalanstiegszeiten).
SOLAS (seit 1974)	International Convention for the Safety of Life at Sea
Soll-Zustand	Zielzustand des Erhaltungsgrads der Schutzgüter.
Sonar	Abkürzung für Sound Navigation and Ranging - Messung von Abstand und Beschaffenheit eines Zieles mithilfe von Schallimpulsen oder Sweep-Geräuschen (z. B. technisches Sonar zur Ortung von U-Booten, Biosonar zur Ortung von Beutefischen bei Zahnwalen).

SPA	Special Protection Area, Schutzgebiet nach der EU-Vogelschutzrichtlinie.
SRÜ (seit 1994)	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (engl. United Nations Convention of the Law of the Sea).
Standarddatenbogen	Standardisierte Formulare für die Meldung der Gebiete des Natura 2000 Netzes durch die EU-Mitgliedstaaten an die Europäische Kommission (Durchführungsbeschluss der Kommission 2011/484/EU).
Störung	Äußere Einwirkung, die sich negativ auf das Energie- und/ oder Zeitbudget von Tieren auswirken kann.
Stratum	Zählgebiet im Rahmen des nationalen Schweinswalmonitorings und des Doggerbanksurveys
TBT	Abkürzung für Tributylzinnhydrid.
Trübungsfahnen	Erhöhung des Schwebstoffanteils im Wasser durch Suspension von Sediment (d.h. Aufwirbelung und Transport als Schwebstoff).
TTS	Abkürzung für Temporary Threshold Shift (englisch); temporäre Verschiebung der Hörschwelle (reversible "Schwerhörigkeit").
Verordnung 850/98/EG	Verordnung (EG) Nr. 850/98 des Rates vom 30. März 1998 zur Erhaltung der Fischereiressourcen durch technische Maßnahmen zum Schutz von jungen Meerestieren.
Verordnung (EG) Nr. 26/2004	Verordnung (EG) Nr. 26/2004 der Kommission vom 30. Dezember 2003 über das Fischereiflottenregister der Gemeinschaft.
Visuelle Störung	Störungen durch Bewegungen, Licht oder optische Wirkung (z.B. Silhouettenwirkung von großen Objekten), die zu Beunruhigungen, Scheuch- oder Attraktionswirkung führen können.
Vogelschutzrichtlinie	EU Richtlinie 2009/147/EG über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten (Vogelschutzrichtlinie, VRL). Die Richtlinie wurde am 2. April 1979 vom Rat der Europäischen Gemeinschaft erlassen (als EU Richtlinie 79/409/EWG) und 30 Jahre nach ihrem Inkrafttreten kodifiziert. Die kodifizierte Fassung vom 30. November 2009 ist am 15. Februar 2010 in Kraft getreten.
VMS	Abkürzung für Vessel Monitoring System (englisch); automatisches satellitengestütztes Überwachungssystem für Fischereischiffe.
VRL	Abkürzung für EU-Vogelschutzrichtlinie, Richtlinie über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten am 2. April 1979 vom Rat der Europäischen Gemeinschaft erlassen (→EU-Richtlinie 79/409/EWG) und 30 Jahre nach ihrem Inkrafttreten kodifiziert. Die kodifizierte Fassung (→EU-Richtlinie 2009/147/EG) vom 30. November 2009 ist am 15. Februar 2010 in Kraft getreten.
VTG	Verkehrstrennungsgebiet.

Meeresschutzgebiete Nordsee

VU	Abkürzung für vulnerable (deutsch: verletzlich).
Wirkfaktor	Auf die Schutzgüter einwirkende Emissionen oder Bestandteile einer Nutzung bzw. mit einer Nutzung verbundenen Tätigkeiten, die Auswirkungen auf die Schutzgüter Umwelt haben können.

Maß/Einheit	Erläuterung
a	Jahr
cm	Zentimeter
d	Tag
dB	Dezibel
dB re 1 μ Pa	Schalldruck beschreibende Maßeinheit in Dezibel, Schalldruck bezogen auf den Referenzdruck von 1 μ Pa (1 Mikropascal), den Bezugswert für Unterwasserschall
dB re 1 μ Pa ² s	Schallenergie beschreibende Maßeinheit in Dezibel, wird bei Expositionspegeln (SEL) verwendet
ft	Fuß (0,3 m)
h	Stunde (hora)
ha	Hektar
Hz	Hertz
kHz	Kilohertz
km	Kilometer
km ²	Quadratkilometer
km/h	Stundenkilometer
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
mm	Millimeter
MW	Megawatt
mV	Millivolt
μ m	Mikrometer
s	Sekunde
sm	Seemeile (1 sm = 1,852 km)
t	Tonne

Literatur

- Aarefjord, H., Bjørge, A., Kinze, C. C. & Lindstedt, I. (1995): Diet of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Scandinavian waters. In: Bjørge, A., Donovan, G.P. (Eds.) Biology of the Phocoenids, Special Issue 16: 211-222.
- Aarts, G., Brasseur, S., Geelhoed, S., van Bemmelen, R. & Leopold, M. (2013): Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. Report C103/13. IMARES Wageningen UR. IJmuiden. 39 pp.
- Abt, K. F., Hoyer, N., Koch, L. & Adelung, D. (2002): The dynamics of grey seals (*Halichoerus grypus*) off Amrum in the south-eastern North Sea - evidence of an open population. J. Sea Res. 47, 55-67.
- Adam, B. & Lehmann, B. (2011): Ethohydraulik. Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer Verlag, Heidelberg, Dordrecht, London, New York. 351 S.
- Adam, B. & Bader, S. (2015): Der Doppelschlitzpass am Elbewehr Geesthacht. Bilanz des Fischeaufstiegs über Europas größte Fischeaufstiegsanlage nach fünf Jahren. Institut für Angewandte Ökologie. 16 S.
- Adelung, D., Liebsch, N. & Wilson, R. P. (2004): Telemetrische Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Nutzung des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres und des angrenzenden Seegebietes durch Seehunde (*Phoca vitulina vitulina*) in Hinblick auf die Errichtung von Offshore-Windparks. No. Teilprojekt 6. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Tönning, Germany.
- Adelung, D., Müller, G., Tougaard, S. & Tougaard, J. (2007): Telemetrische Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Nutzung des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres und des angrenzenden Seegebietes durch Seehunde (*Phoca vitulina vitulina*) in Hinblick auf die Errichtung von Offshore-Windparks. No. Teilprojekt 6. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Tönning, Germany.
- Afonso-Dias, M. S. (1997): Variability of *Nephrops norvegicus* (L.) populations in Scottish waters in relation to the sediment characteristics of the seabed. PhD thesis, University of Aberdeen. 282 pp.
- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. & Johnson, M. (2013): Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. Scientific Reports 3, 2831; DOI:10.1038/srep02831.
- Alheit, J. (2011): Klimatisch bedingte Veränderungen der Verbreitung von Fischbeständen. Beispiel: Sardelle und Sardine. In: Lozán, J. L., Graßl, H., Karbe, L., Reise, K. (Hrsg.), Warnsignal Klima, Die Meere Änderungen & Risiken Verlag: Wissenschaftliche Auswertungen: 241-246.
- Allen, R., Jarvis, D., Sayer, S. & Mills, C. (2012): Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. Mar. Poll. Bull. 64: 2815-2819.
- Andersen, L. W., Ruzzante, D. E., Walton, M., Berggren, P., Bjoerge, A. & Lockyer, C. (2001): Conservation genetics of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in eastern and central North Atlantic. Conserv. Genet. 2: 309-324.

- Andersen, L. W., Born, E. W., Dietz, R., Haug, T., Øien, N. & Bendixen, C. (2003): Genetic population structure of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* from Greenland, the North East Atlantic and the North Sea probably reflects different ecological region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247: 263-280.
- Anderson, D.M. & White, A.W. (1992): Marine Biotoxins at the top of the food chain. Oceanus, Band 35, Heft 3: 55-61.
- Andersson, M. H. (2011): Offshore wind farms – ecological effects of noise and habitat alteration on fish. Doctoral thesis, Stockholm University, Schweden.
- Anonym (2000): Kutter-Adressen Nord- und Ostsee. Kutter & Küste – Das Meeresangel-Magazin Nr. 9, S. 38.
- Arts, F. A. & Berrevoets, C. M. (2005): Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991–2005, Verspreiding, seizoenspatroon en trend van zeven soorten zeevogels en de Bruinvis. - Rapport RIKZ/2005.0321. Rijksinstituut voor Kust en Zee. Middelburg, The Netherlands. 48 S.
- ASCOBANS (2009): ASCOBANS conservation plan for harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea. ASCOBANS Secretariat, Bonn 31 S.
- Asselin, S., Hammil, M. O. & Barrette, C. (1993): Underwater vocalizations of ice breeding grey seals. Can. J. Zool. 71, 2211-2219.
- Au, W. W. L. & Hastings, M. C. (2008): Principles of marine bioacoustics. New York, USA: Springer. 680 S.
- Aviat, D., Diamantis, C., Neudecker, T., Berkenhagen, J. & Müller, M. (2011): Die Garnelenfischerei in der Nordsee. PE 460.041. Generaldirektion Interne Politikbereiche der Union, Fachabt. B: Struktur- und Kohäsionspolitik, Brüssel. 118 S.
- AWZ Nordsee-ROV (2009): Verordnung über die Raumordnung in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee vom 21. September 2009 (BGBl. I S. 3107), die durch Artikel 5 der Verordnung vom 2. Juni 2016 (BGBl. I S. 1257) geändert worden ist.
- Bagocius, D. (2014): Potential Masking of the Baltic Grey Seal Vocalisations by Underwater Shipping Noise in the Lithuanian Area of the Baltic Sea. Environmental Research, Engineering and Management 4: 66-72.
- Bairlein, F., Dierschke, J., Dierschke, V., Salewski, V., Geiter, O., Hüppop, K., Köppen U. & Fiedler, W. (2014): Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bakke, T., Klungsøyr, J. & Sanni, S. (2013): Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. Marine Environmental Research 92: 154-169.
- Ballasus, H., Hill, K. & Hüppop, O. (2009): Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. Berichte zum Vogelschutz 46: 127-157.
- Banks, A. N., Graham, A., Jowett, M., Lawrie, K., Rowell, H., Holroyd, S., Ball, M., Wilkins, M., Anderson, E. & Williams, A. E. (2011): Red-throated divers & offshore wind farms in the Outer Thames: historic data review. APEM Scientific Report 411134, Stockport.

- Banner, A. & Hyatt, M. (1973): Effects of noise on eggs and larvae of two estuarine fishes. - Trans. Am. Fish. Soc. 1: 134-136.
- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Becker, P. H. & Specht, R. (1991): Body mass fluctuations and mortality in Common Tern *Sterna hirundo* chicks dependent on weather and tide in the Wadden Sea. Ardea 78 (3): 45-55.
- Becker, P. H., Frank, D. & Walter, U. et al. (1987): Geographische und jährliche Variation der Ernährung der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) an der Nordseeküste. Journal für Ornithologie 128: 457-475.
- Becker, P. H., Frank, D. & Sudmann, S. R. (1993): Temporal and spatial pattern of Common Tern (*Sterna hirundo*) foraging in the Wadden Sea. Oecologia 93: 389-393.
- Becker, R., Boehringer, A., Charisse, T., Frauenstein, J., Gagelmann, F., Ginzky, H., Hummel, H.-J., Karschunke, K., Lipsius, K., Lohse, Ch., Marty, M., Müschen, K., Schäfer, L., Sternkopf, R., Werne, K. (2009): CCS – Rahmenbedingungen des Umweltschutzes für eine sich entwickelnde Technik. Umweltbundesamt. 22 S.
- Begon, M.E., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (1998): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin 750 S.
- Bell, W. B. (1972): Animal response to sonic booms. Journal of the Acoustical Society of America 51: 758-765.
- Bellebaum, J. & Schirmeister, B. (2012): Verluste von Seevögeln durch die Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 47, Sonderheft 1: 97-102.
- Bellebaum, J., Diederichs, A., Kube, J., Schulz, A. & Nehls, G. (2006): Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithologischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 45, Sonderheft 1: 86-90.
- Benjamins, S., Kulka, D. W. & Lawson, J. (2008): Incidental catch of seabirds in Newfoundland and Labrador gillnet fisheries, 2001-2003. Endangered Species Research 5: 149-160.
- Bennett, D. B. (1995): Factors in the life history of the edible crab (*Cancer pagurus* L.) that influence modelling and management. ICES mar. Sei. Symp., 199: 89-98.
- Benvenuti, S., Dall'Antonia, L. & Lyngs, P. et al. (2001): Foraging behaviour and time allocation of chick-rearing Razorbills *Alca torda* at Græsholmen, central Baltic Sea. Ibis 143: 402-412.
- Berghahn, R. & Ruth, M. (2005): The disappearance of oysters from the Wadden Sea: a cautionary tale for no-take zones. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 91-104.
- Bergman, M. J. N. & van Santbrink, J. W. (2000a): Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments. In: M.J.D.G. KAISER, S.J. ed. Effects of fishing on non-target species and habitats. Oxford, Blackwell Science Limited. pp. 49-68.

- Bergman, M. J. N. & van Santbrink, J. W. (2000b): Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1321-1331.
- Bergmann, M. & Moore, P. G. (2001): Mortality of *Asterias rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the Nephrops fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES Journal of Marine Science*, 58 (3): 531-542.
- Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. (eds) (2015): *Marine Anthropogenic Litter*. Berlin, Springer. 447 p.
- Berndt, R. K. & Busche, G. (1993): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Band 4. Wachholtz, Neumünster. 228 S.
- Bernotat, D. & Dierschke, V. (2016). Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen. 3. Fassung – Stand 20.09.2016. 460 p. Bundesamt für Naturschutz, Leipzig.
- Betke, K. & Matuschek, R. (2012): Messungen von Unterwasserschall beim Betrieb der Windenergieanlagen im Offshore-Windpark alpha ventus. ITAP - Institut für technische und angewandte Physik GmbH, Oldenburg. 57 S.
- BFAFi-OSF (2007): Dorsch/Kabeljau-Fänge durch die deutsche Freizeitfischerei der Nord- und Ostsee, 2004–2006. Bericht einer Pilotstudie im Rahmen des Nationalen Fischerei-Datenerhebungsprogrammes. Rostock, 78 S.
- BfN (2004): Karte 3: Verteilung der abgrenzungsrelevanten FFH-Schutzgüter sowie die FFH-Gebietsmeldungen "Doggerbank" (DE 1003-301); "Sylter Außenriff" (DE 1209-301); "Borkum Riffgrund" (DE 2104-301) in der AWZ der deutschen Nordsee; Stand 28.04.2004. - 1 S.
http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/schutzgebietskarten-erlaeuterungstexte/Karte3_FFH_Schutzgueter_u_Schutzgebiete.pdf, 19.11.2014.
- BfN (2008a): Erhaltungsziele für das FFH-Gebiet „Borkum-Riffgrund“ (DE 2104-301) in der deutschen AWZ der Nordsee. 19 S.
- BfN (2008b): Erhaltungsziele für das FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“ (DE 1209-301) in der deutschen AWZ der Nordsee. 22 S.
- BfN (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bd. 1: Wirbeltiere. Schriftenreihe Naturschutz und biologische Vielfalt 70 (1): 386 S.
- BfN (2011a): Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich. Definition und Kartieranleitung Kies-, Grobsand- & Schillgründe. Stand Oktober 2011. 5 S.
- BfN (2011b): Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna. Definition und Kartieranleitung Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna. Stand Oktober 2011. 4 S.
<http://www.bfn.de/habitatmare/de/downloads-marine-biotope.php>, 30.05.2012.
- BfN (2012): MS-Access-Datenbank der im Rahmen des bundesweiten FFH-Monitorings in der Berichtsperiode 2007-2012 entsprechend den Bewertungsschemata erhobenen Daten der Lebensraumtypen des Anhang I der FFH-Richtlinie, Version 1.5.2; Stand: 26.09.2012
- BfN (2013): Dritter Nationaler Bericht (Berichtsperiode 2007–2012) gemäß Art. 17 FFH-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

- BfN (2017): Methodik der Managementplanung für die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ [D2, Entwurf 6]. BfN-Skripten xxx. 104 Seiten.
- BGR (2012): Marine Rohstoffforschung, Projekt „3D-Seismische Erprobungsfahrt M88/1“ <https://www.bgr.bund.de>. (Stand 07.07.2016).
- BGR (2017): 3D-Seismische Erprobungsfahrt M88/1. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. <https://www.bgr.bund.de> Letzte Abfrage am 03.04.2017.
- BGR (2016): Projekt TUNB: Potenziale des unterirdischen Speicher- und Wirtschaftsraumes im Norddeutschen Becken. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Geozentrum Hannover.
- Bildstein, T., Fiorentino, D., Günther, C.-P., Pesch, R., Rückert, P., Schröder, W. & Schuchardt, B. (2014): Cluster 6 Biotopkartierung: Endberichtsentwurf - Teil Nordsee. - unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.
- BIO/CONSULT AS (2004): Hard Bottom Substrate Monitoring Horns Rev Offshore Wind Farm- Annual Status Report 2003. Gutachten i. A. von Elsam Engineering. 40 S. + Anhang.
- BIO/CONSULT AS (2006): Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final Report Annual Report 2005. - BIO/CONSULT AS 89 S. + annex.
- BioConsult (2015): Umweltfachliche Stellungnahme Cobracable. - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von energinet.dk, Fredericia (DK) und TenneT, Arnhem (NL), 303 S. mit Anhang.
- BioConsult (2016a): Monitoring der Auswirkungen einer partiellen Fischereischließung der Doggerbank auf den LRT Sandbank Bericht 2: Untersuchung der natürlichen Dynamik der Benthosgemeinschaften in den Jahren 2014 und 2015 (Entwurf): 94 S.
- BioConsult (2016b): Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zum Offshore Windenergievorhaben „Witte Bank“ - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Projekt Ökoveat GmbH Oldenburg, 856 S.
- BioConsult (2017): Kleinmaßstäbige Identifizierung von Vorkommen „Artenreicher Kies-, Grobsand und Schillgründe“ in FFH-Gebieten der AWZ der Nordsee. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Außenstelle Vilm.
- BirdLife International (2015): European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Bjørge, A. & Tolley, K. A. (2009): Harbor porpoise. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J. G. M. [Eds.]: Encyclopedia of marine mammals. Academic Press, San Diego: 530–533.
- Bjørge, A., Øien, N., Hartvedt, S., Bøthun, G. & Bekkby, T. (2002): Dispersal and bycatch mortality in gray, *Halichoerus grypus*, and harbor, *Phoca vitulina*, seals tagged at the Norwegian coast. Mar. Mam. Sci. 18: 963-976.
- Blake, B. F. (1983): A comparative study of the diet of auks killed during an oil incident in the Skagerrak in January 1981. Journal of Zoology 201: 1-12.

- Blake, B. F. (1984): Diet and fish stock availability as possible factors in the mass death of auks in the North Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 76: 89-103.
- Blake, B. F., Dixon, T. J., Jones, P. H. & Tasker, M. L. (1985): Seasonal changes in the feeding ecology of guillemots (*Uria aalge*) of north and east Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20: 559–568.
- BLANO (2012): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.
- 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. Universität Hamburg und BioConsult SH, Hamburg und Husum.
- BMEL/BMUB (unveröffentlicht): Regelung von Fischereimanagementmaßnahmen in den Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Nordsee. Vorschlag: Gemeinsame Empfehlung für Fischereimanagementmaßnahmen nach Artikel 11 und 18 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 des Europäischen Parlaments und des Europäischen Rates vom 11. Dezember 2013 über die gemeinsame Fischereipolitik. Entwurf Stand 23.02.2016. Bonn.
- BMU (2009): Positionspapier des Geschäftsbereichs des Bundesumweltministeriums zur kumulativen Bewertung des Seetaucherhabitatverlusts durch Offshore-Windparks in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee als Grundlage für eine Übereinkunft des BfN mit dem BSH. Einführung eines neuen fachlich begründeten Bewertungsverfahrens. Berlin.
- BMU (2012a): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) – Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn: 96 S.
- BMU (2012b): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) - Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn: 48 S.
- BMU (2013): Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin. 33 S.
- BMUB (Hrsg.) (2016): MSRL-Maßnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee. Bericht gemäß § 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. Maßnahmenkennblatt 3-01 Aufnahme von für das Ökosystem wertbestimmenden Arten und Biotoptypen in Schutzgebietsverordnungen. Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee, 30. März 2016.

- Borchert, R. & Zettler, M. L. (2006): Effects of electromagnetic fields on marine organisms. In: KÖLLER, J., KÖPPEL, J. & PETERS, W. (Hrsg.), Offshore wind energy - research on environmental impacts. Springer: 223-234.
- Boecker, M. (1967): Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungs- und Nistökologie der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo* L.) und der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisea* Pont.). Bonner zoologische Beiträge 18: 15-126.
- Boertmann, D. & Mosbech, A. (2011): The western Greenland Sea, a strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy Nr. 22, Aarhus.
- Bogomolni, A. L., Pugliares, K. R., Sharp, S. M., Patchett, K., Harry, C. T., LaRocque, J. M., Touhey, K. M. & Moore, M. (2010): Mortality trends of stranded marine mammals on Cape Cod and southeastern Massachusetts, USA, 2000 to 2006. Dis. Aquat. Org. 88, 143-155.
- Bolle, L. J., de Jong C. A. F., Blom, E., Wessels, P. W., van Damme, C. J. G & Winter, H. V. (2014): Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, Report number C182/14, Wageningen. 33 p.
- Bond, A. L., Montevecchi, W. A., Guse, N., Regular, P. M., Garthe, S. & Rail, J.-F. (2012): Prevalence and composition of fishing gear debris in the nests of northern gannets (*Morus bassanus*) are related to fishing effort. Marine Pollution Bulletin 64: 907-911.
- Boness, D. J. & James, H. (1979): Reproductive behaviour of the Grease seal (*Halichuerus grypus*) on Sable Island, Nova Scotia. J. Zool., Lond. 188, 477-500.
- Borja, A., Franco, J. & Perez, V. (2000): A Marine Biotic Index to establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. Marine Pollution Bulletin 40 (12): 1100-1114.
- Borja, A., Belzunce, M. J., Garmendia, J. M., Rodríguez, J. G., Solaun, O., Zorita, I. (2011): Chapter 9. Impact of Pollutants on Coastal and Benthic Marine Communities. Ecological Impacts of Toxic Chemicals Bentham Science Publishers Ltd, 165-186.
- Börjesson, P., Berggren, P. & Ganning, B. (2003): Diet of harbour porpoises in the Kattegat and Skagerrak seas: Accounting for individual variation and sample size. Marine Mammal Science 19 (1): 38-58.
- Born, E. W., Riget, F. F., Dietz, R. & Andriashek, D. (1999): Escape responses of hauled out ringed seals (*Phoca hispida*) to aircraft disturbance. Polar Biol. 21: 171-178.
- Born, E. W., Outridge, P., Riget, F. F., Hobson, K. A., Dietz, R., Øien, N. & Haug, T. (2003): Population substructure of North Atlantic minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) inferred from regional variation of elemental and stable isotope signatures in tissues. J. MAR. SYST. 43: 1-17.
- Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N.-P., Sternheim, J., Wichert, U. & Wöhler, J. (2011a): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer – Bestandsaufnahme und Empfehlung. Ergebnisbericht im Rahmen der Bund-Länder-Messprogramms. 174 S.

- Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N. P., Sternheim, J., Wichert, U. & Wöhler, J. (2011b): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer - Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand 2011) / 10.2. Munitionsbelastete Gebiete in deutschen Meeresgewässern. Federal Maritime and Hydrographic Agency, Hamburg. 117 S.
- Böttcher, C., Knobloch, T., Sternheim, J., Wichert, U. & Wöhler, J. (2014): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer - Entwicklungen und Fortschritt (Jahr 2013). Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel. 47 S.
- Böttcher, C., Knobloch, T., Sternheim, J., Weinberg, I., Wichert, U. & Wöhler, J. (2016): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer – Entwicklung und Fortschritt (Jahr 2015). Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein für den Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO). 80 S.
- Bourne, W. R. P. (1979): Birds and gas flares. *Marine Pollution Bulletin* 10: 124-125.
- Bowles, A. E. (1995): Responses of wildlife to noise. In: Knight, R. L. & Gutzwiller, K. J. (Hrsg.): *Wildlife and Recreationists*. Island Press, Washington D.C.: 109-156.
- Boyd, S. E., Limpenny, D. S., Rees, H. L. & Cooper, K. M. (2005): The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). - *ICES J. Mar. Sci.* 62, 145-162.
- Brabant, R., Vanermen, N., Stienen, E. W. M. & Degraer, S. (2015): Towards a cumulative collision risk assessment of local and migrating birds in North Sea offshore wind farms. *Hydrobiologia* 756: 63-74.
- Brander, K. M., Ottersen, G., Bakker, J. P., Beaugrand, G., Herr, H., Garthe, S., Gilles, A., Kenny, A., Siebert, U., Skjoldal, H. R. & TulpShow, I. (2016): Environmental Impacts—Marine Ecosystems. In: M. Quante & F. Colijn (eds.) *North Sea Region Climate Change Assessment. Regional Climate Studies*, Berlin, Springer: 241-274.
- Brandt, M. J., Diederichs, A. & Nehls, G. (2009): Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *BioConsult SH, Husum*. 70 S.
- Brandt, M., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R. & Nehls, G. (2013a): Seal scarer as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 475: 291-302.
- Brandt, M. J., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R., Witte, S. & Nehls, G. (2013b): Far-reaching effects of a seal scarer on harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 23: 222-232.
- Brandt, M. J., Dragon, A. C., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Wahl, V., Michalik, A., Braasch, A., Hinz, C., Ketzer, C., Todeskino, D., Gauger, M., Laczny, M. & Piper, W. (2016): Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight - Assessment of Noise Effects. IBL Umweltplanung, Institut für Angewandte Ökosystemforschung, BioConsult SH, Husum. 246 S.

- Brasseur, S., van Polanen Petel, T., Aarts, G., Meesters, E., Dijkman, E. & Reijnders, P. (2010): Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Dutch North Sea: population ecology and effects of wind farms. No. C137/10 (IMARES: Wageningen, the Netherlands.)
- Brasseur, S., Aarts, G. & Kirkwood, R. (2015a): Habitat quality for Grey Seals in the Dutch Wadden Sea. Report No. C090/14 (IMARES Wageningen UR: IJmuiden.)
- Brasseur, S. M. J. M., van Polanen Petel, T. D., Gerrodette, T., Meesters, E. H. W. G., Reijnders, P. J. H. & Aarts, G. (2015b): Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Mar. Mam. Sci.* 31: 405-426.
- BSH (2009): Anlage zur Verordnung über die Raumordnung in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone in der Nordsee (AWZ Nordsee-ROV) vom 21. September 2009 – Raumordnungsplan für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee (Textteil und Kartenteil). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg. 34 S.
- BSH (2013a): Bundesfachplan Offshore für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee 2012 und Umweltbericht. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, BSH Nr. 7601, Hamburg: 99 S. + Anhänge.
- BSH (2013b): Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt /StUK4). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg. 86 S.
- BSH (2016a): Bundesfachplan Offshore für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee 2016 und Umweltbericht - Teil 1: Clusterübergreifende Anbindungen. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, BSH Nr. 7605, Hamburg: 22 S.
- BSH (2016b): Nordseezustand 2008-2011. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Berichte des BSH, Nr. 54. 311 S.
- BSH (2017): BSH Geodatenportal GeoSeaPortal. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. <https://www.geoseaportal.de> Letzte Abfrage am 03.04.2017. Bereitstellung mariner Geodaten: INSPIRE, NAUTHIS, MARNET, CONTIS, SGE, DOD.
- Burger, J. (1998): Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. *Condor* 100: 528-534.
- Burger, J. & Simpson, M. (1981): Diving depths of Atlantic Puffins and Common Murres. *Auk* 193: 828-830.
- Cameron, P., Berg, J., von Westernhagen, H. & Dethlefsen, V. (1990): Mißbildungen bei Fischembryonen der südlichen Nordsee. In: Lozán, J.L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B., von Westernhagen, H. (Hrsg). Warnsignale aus der Nordsee, Berlin, Hamburg: Parey: 281-294.
- Cameron, P., Berg, J., Dethlefsen, V., von Westernhagen, H. (1992): Development Defects in pelagic embryos of several flatfish species in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 239-256.
- Camphuysen, C. J. (1995a): Herring gull *Larus argentatus* and lesser black-backed gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: Competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83: 365-380.

- Camphuysen, C. J. (1995b): Het voedsel van Zeekoeten *Uria aalge* voor de Zeeuwse kust, december 1991. Sula 9: 164-166.
- Camphuysen, C. J. (2004): The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. Lutra 47: 135-144.
- Camphuysen, C. J. (2010): Declines in oil-rates of stranded birds in the North Sea highlight spatial patterns in reductions of chronic oil pollution. Marine Pollution Bulletin 60: 1299-1306.
- Camphuysen, C. J. & Garthe, S. (1997). An evaluation of the distribution and scavenging habits of Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis*) in the North Sea. ICES Journal of Marine Science 54: 654-683.
- Camphuysen, C. J. & Siemensma, M. L. (2011): Conservation plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in The Netherlands: towards a favourable conservation status. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel. 183 S.
- Camphuysen, C. J., & van der Meer, J. (2005): Wintering seabirds in West Africa: Foraging hotspots off Western Sahara and Mauritania driven by upwelling and fisheries. African Journal of Marine Science 27: 427-437.
- Camphuysen, C. J. & Winter, C. J. N. (1996): Arctic Terns *Sterna paradisaea* in the central northern North Sea in July: offshore staging area for failed breeders? Seabird 18: 20-25.
- Camphuysen, C. J., Lavaleye, M. S. S. & Leopold, M. F. (1999): Vogels, zeezogdieren en macrobenthos bij het zoekgebied voor gaswinning in mijnbouwak Q4 (Noordzee). NIOZ-rapport 1999-4.
- Camphuysen, C. J., Fox, T. J., Leopold, M. F. & Petersen, I. K. (2004): Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. NIOZ, Den Burg
- Canli, M. & Furness, R.W. (1993): Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. Marine Environmental Research 36: 217-236.
- Canning, S., Lye, G. & Kerr, D. (2013): Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 3) – Birds. Natural Power Consultants, Dalry.
- Carlström J., Per Berggren P., Tregenza N. J.C. (2009): Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2009, 66 (1): 72-82, 10.1139/F08-186.
- Casper, B. M., Carlson, T. J., Halvorsen, M. B. & Popper, A. N. (2016): Effects of impulsive pile-driving exposures on fishes. – In: Popper, A. N. & Hawkins, A. (Eds): The effects of noise on aquatic life II: 3rd International Conference: 125-132.
- Catchpole, T. L., Frid, C. L. J. & Gray, T. S. (2005): Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. Marine Policy 29: 421-430.
- CE Delft (2015): Scrubbers - An economic and ecological assessment. Delft, Commissioned by: NABU, Publication code: 15.4F41.20, 45 S.

- Christiansen, F., Rasmussen, M. H. & Lusseau, D. (2014): Inferring energy expenditure from respiration rates in minke whales to measure the effects of whale watching boat interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 459: 96-104.
- Christiansen, S. (2011): Schutz den Schutzgebieten. Anforderungen an ein ökosystemgerechtes Fischereimanagement in den Natura 2000-Gebieten in der Nord- und Ostsee. WWF Deutschland, Berlin. 151 S.
- Christiansen, F., Rasmussen, M. H. & Lusseau, D. (2014): Inferring energy expenditure from respiration rates in minke whales to measure the effects of whale watching boat interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 459: 96-104.
- Chung-Davidson, Y.-W., Bryana, M. B., Teeterb, J., Bedorea, C. N. & Weiming, L. (2008): Neuroendocrine and behavioral responses to weak electric fields in adult sea lampreys (*Petromyzon marinus*). *Horm Behaviour* 54 (1): 34-40.
- Ciesielski, T., Wasik, A., Kuklik, I., Skora, K., Namiesnik, J. & Szefer, P. (2004): Organotin Compounds in the Liver Tissue of Marine Mammals from the Polish Coast of the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology* 38. 1415-1420.
- Cleasby, I. R., Wakefield, E. D., Bearhop, S., Bodey, T. W., Votier, S. C. & Hamer, K. C. (2015): Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator: flight heights and vulnerability to offshore wind farms. *Journal of Applied Ecology* 52: 1474-1482.
- Cole, S., Codling, I.D., Parr, W. & Zabel, T. (1999): Guidelines for managing water quality impacts within UK European Marine sites. Natura 2000 report prepared for the UK Marine SACs Project. 441 pp., Swindon: Water Research Council on behalf of EN, SNH, CCW, JNCC, SAMS and EHS. UK Marine SACs Project, <http://www.ukmarinesac.org.uk/>.
- COM DEC (2010): Beschluss der Kommission über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern (2010/477/EU). Amtsblatt der Europäischen Union. 11 S.
- Cook, A. S. C. P., Johnston, A. & Wright, L. J. (2012): A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Cooke, S. J. & Cowx, I. G. (2004): The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *BioScience* 54 (9): 857–859.
- Coolen, J. W. P., Bos, O. G., Glorius, S., Lengkeek, W., Cuperusa, J., van der Weide, B. & Agüera, A. (2015): Reefs, sand and reef-like sand: A comparison of the benthic biodiversity of habitats in the Dutch Borkum Reef Grounds. *Journal of Sea Research* 103: 84-92.
- Corman, A.-M. & Garthe, S. (2014): What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms: a case study in Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*). *Journal of Ornithology* 155: 1037-1043.
- Corman, A.-M., Mendel, B., Voigt, C. C. & Garthe, S. (2016): Varying foraging patterns in response to competition? A multicolony approach in a generalist seabird. *Ecology and Evolution* 6: 974-986.

- Culik, B. M. (2011): Odontocetes - The toothed whales. CMS Technical Series, 24. United Nations Environment Programme/Convention on Migratory Species of Wild Animals (CMS)/Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS): Bonn. 311 S.
- Culloch, R. M., Anderwald, P., Brandecker, A., Haberlin, D., McGovern, B., Pinfield, R., Visser, F., Jessopp, M. & Cronin, M. (2016): Effect of construction-related activities and vessel traffic on marine mammals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 549: 231-242.
- Cunningham, L., Baxter, J. M., Boyd, I. L., Duck, C. D., Lonergan, M., Moss, S. E. & McConnell, B. (2009): Harbour seal movements and haul-out patterns: Implications for monitoring and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 398-407.
- Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J.-P., Shannon, L. & Sydeman, W. J. (2011): Global seabird response to forage fish depletion – one-third for the birds. *Science* 334: 1703-1706.
- Dagys, M. & Žydelis, R. (2002): Bird bycatch in fishing nets in Lithuanian coastal waters in wintering season 2001-2002. *Acta Zoologica Lituanica* 12: 276-282.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. & Siebert, U. (2013): Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8: 1-16.
- Dankers, N. (2002): The behaviour of fines released due to dredging - A literature review. Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, Netherlands: 59 pp.
- Darr, A., Zettler, M. L., Gutow, L. & Ebbe, B. (2012): Monitoring der FFH-Lebensraumtypen als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000-Berichtspflichten in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone. IOW Warnemünde & AWI Bremerhaven i. A. des Bundesamtes für Naturschutz, Vilm. 66 S. + Anlagen.
- Darr, A., Zettler, M. L., Ebbe, B. & Gutow, L. (2013): Zustand der benthischen Biotope und Lebensräume in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone. Untersuchungsjahr 2013. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Vilm. 100 S.
- Darr, A., Zettler, M. L., Ebbe, B. & Gutow, L. (2014): Monitoringbericht: Zustand der benthischen Biotope und Lebensräume in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone Untersuchungsjahr 2013 Stand: 15.10.2014. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.
- Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Víkingsson, G., Thron, K., Müller, G. & Baumgärtner, W. (2006): Interfollicular fibrosis in the thyroid of the harbour porpoise: an endocrine disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51: 720-729.
- Daunt, F., Benvenuti, S., Harris, M. P., Dall'Antonia, L., Elston, D. A. & Wanless, S. (2002): Foraging strategies of the black-legged kittiwake *Rissa tridactyla* at a North Sea colony: Evidence for a maximum foraging range. *Marine Ecology Progress Series* 245: 239-247.

- Davidson, J., Bebak, J. & Mazikc, P. (2009): The effect of aquaculture production noise on the growth, condition factor and feed conversion and survival of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 288: 337-343.
- DCE (2016): Status on beach litter monitoring in Denmark 2015 - Amounts and composition of marine litter on Danish reference beaches. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 177. 42 S.
- De Boer, M. N. (2010): Spring distribution and density of minke whale *Balaenoptera acutorostrata* along an offshore bank in the central North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 408: 265-274.
- Debier, C., Pomeroy, P. P., Dupont, C., Joiris, C., Comblin, V., Le Boulengé, E., Larondelle, Y. & Thomé, J. P. (2003): Quantitative dynamics of PCB transfer from mother to pup during lactation in UK grey seals *Halichoerus grypus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 237-248.
- Debusschere, E., Bolle, L. J., Blom, E., Botteldooren, D., De Coensel, B., Glaropoulos, A., Hostens, K., Papadakis, V. M., Vercauteren, M., Vandendriessche, S., Vincx, M., Wessels, P. W. & Degraer, S. (2015): Offshore pile-driving and young fish, a destructive marriage? Köppel, J. & Schuster, E. (eds.), Book of Abstracts. Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW 2015), March 10-12, 2015. Berlin, Germany. 27 p.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B. (2013): Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Learning from the Past to Optimise Future Monitoring Programmes. - Report by Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS) 239 S. <https://tethys.pnnl.gov/publications/environmental-impacts-offshore-wind-farms-belgian-part-north-sea-learning-past-optimize>, 08.08.2017.
- Dehnhardt, G. & Bleckmann, H. M. B. (1998): Seal whiskers detect water movements. *Nature* 394: 235-236.
- Deng, Z. D., Southall, B. L., Carlson, T. J., Xu, J., Martinez, J. J., Weiland, M. A. & Ingraham, J. M. (2014): 200 kHz Commercial Sonar Systems Generate Lower Frequency Side Lobes Audible to Some Marine Mammals. *PLOSone* 9: 1-6.
- Deppe, L. (2003): Die Trauerente (*Melanitta nigra*) in der Deutschen Bucht – GIS-basierte Bewertung räumlicher und zeitlicher Parameter. Diplomarb. Univ. Hamburg.
- Dernedde, T. (1993): Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung von Silbermöwe (*Larus argentatus*), Sturmmöwe (*L. canus*) und Lachmöwe (*L. ridibundus*) im Königshafen/Sylt. *Corax* 15: 222-240.
- Deutscher Bundestag (2008): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Rainer Steenblock, Nicole Maisch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 16/7596 – Abbau von Bodenschätzen in deutschen Meeresgewässern. Drucksache 16/7911 vom 28.01.2008. 16 S.

- Deutscher Bundestag (2011): Kleine Anfrage der Abgeordneten Eva Bulling-Schröter, Katrin Kunert, Ralph Lenkert, Dorothee Menzner, Sabine Stüber und der Fraktion die LINKE. – Drucksache 17/4504 – CCS-Forschungsprojekt CLEAN in der Altmark – Nachfragen zur Antwort der Bundesregierung auf Bundestagsdrucksache 17/3975 sowie Fragen zum CO₂-Austritt bei CCS-Projekt in Kanada vom 21.01.2011. 2 S.
- Deutscher Bundestag (2012): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Sabine Stüber, Cornelia Möhring, Herbert Behrens, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. – Drucksache 17/10620 – Munition in Nord- und Ostsee. Drucksache 17/10795 vom 26.09.2012. 26 S.
- Deutscher Bundestag (2014): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Kirsten Tackmann, Cornelia Möhring, Caren Lay, weiterer Abgeordneter und der Fraktion DIE LINKE. – Drucksache 18/2585 – Belastung der Ökosysteme Nord- und Ostsee durch die Bundeswehr. Drucksache 18/2963 vom 22.10.2014. 12 S.
- Deutscher Bundestag (2016a): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Steffi Lemke, Dr. Valerie Wilms, Annalena Baerbock, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/8161 – Fischerei in Natura 2000-Gebieten. Drucksache 18/8462 vom 13.05.2016. 13 S.
- Deutscher Bundestag (2016b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Markus Tressel, Dr. Tobias Lindner, Doris Wagner, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/7217 – Zukünftige militärische Flugübungszone über dem Saarland und der Westpfalz Drucksache 18/7392 vom 26.01.2016. 8 S.
- Deutscher Bundestag (2016c): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Steffi Lemke, Dr. Valerie Wilms, Peter Meiwald, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/8454 – Geisternetze im Meer. Drucksache 18/8678 18. Wahlperiode 06.06.2016
- Deutsche Flugsicherung GmbH (DFS) (2017): Archiv VFR-Newsletter: Zeiträume mit Flugübungen https://www.dfs.de/dfs_homepage/de/Services/Newsletter/VFR-Newsletter-Archiv/ Letzte Abfrage am 03.04.2017.
- Diederichs, A., Nehls, G. & Petersen, I. K. (2002): Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. *Seevögel* 23: 38-46.
- Diehl, J., Johnson, S. E., Xia, K., West, A. & Tomanek, L. (2012): The distribution of 4-nonylphenol in marine organisms of North American Pacific Coast estuaries. *Chemosphere* 87: 490-497.
- Dierschke, A.-K. & Hüppop, O. (2003): Langfristige Veränderungen in der Ernährung von Silbermöwen (*Larus argentatus*) auf Helgoland unter dem Einfluss der Fischerei mit Vergleichen zur Heringsmöwe (*Larus fuscus*). *Seevögel* 24: 3-15.
- Dierschke, J., Dierschke, V., Hüppop, K., Hüppop, O. & Jachmann, K. F. (2011): Die Vogelwelt der Insel Helgoland. OAG Helgoland, Helgoland.

- Dierschke, J., Dierschke, V. Schmaljohann, H. & Stühmer, F. (2016): Ornithologischer Jahresbericht 2015 für Helgoland. Ornithologischer Jahresbericht Helgoland 26: 3-83.
- Dierschke, V. (2001a): Vogelzug und Hochseevögel in den Außenbereichen der Deutschen Bucht (südöstliche Nordsee) in den Monaten Mai bis August. Corax 18: 281-290.
- Dierschke, V. (2001b): Large gulls as predators of passerine landbirds migrating across the southeastern North Sea. Ornis Svecica 11: 171-180.
- Dierschke, V. (2015): Bruterfolg von Eissturmvogel, Basstölpel und Dreizehenmöwe im Jahr 2015 auf Helgoland. Unveröff. Bericht an Bundesamt für Naturschutz.
- Dierschke, V. & Daniels, J.-P. (2002): Foraging behaviour of non-breeding Pomarine Skuas *Stercorarius pomarinus* in the North Sea in summer. Atlantic Seabirds 4: 53-62.
- Dierschke, V. & Daniels, J.-P. (2003): Zur Flughöhe ziehender See-, Küsten- und Greifvögel im Seegebiet um Helgoland. Corax 19: 35-41.
- Dierschke, V., Garthe, S. & Markones, N. (2004): Aktionsradien Helgoländer Dreizehenmöwen *Rissa tridactyla* und Trottellummen *Uria aalge* während der Aufzuchtphase. Vogelwelt 125: 11-19.
- Dierschke, V., Exo, K.-M., Mendel, B. & Garthe, S. (2012): Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *G. arctica* in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten – eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. Vogelwelt 133: 163-194.
- Dierschke, V., Furness, R. W. & Garthe, S. (2016): Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation 202: 59-68.
- Dinnel, P. A., Pagano, G. G. & Oshido, P. S. (1988): A sea urchin test system for marine environmental monitoring. In Burke R. D., Mladenov, P. V., Lambert, P., Parsley, R. L. (eds): Echinoderm Biology. Proceedings of the Sixth International Echinoderm Conference, Victoria, 23-28 August 1987. Rotterdam: 611-619.
- Dinsdale, E. A. & Harriott, V. J. (2004): Assessing anchor damage on coral reefs: a case study in selection of environmental indicators. Environmental Management 33(1): 126-139.
- Dörjes, J. (1977): Über die Bodenfauna des Borkum Riffgrundes (Nordsee). Senckenbergiana maritima 9: 1-17.
- Dubey, J. P. (2008): The History of *Toxoplasma gondii*. The First 100 Years. J. Eukaryot. Microbiol. 55: 467-475.
- Dubey, J. P., Fair, P. A., Sundar, N., Velmurugan, G., Kwok, O. C. H., McFee, W. E., Majumdar, W. E. & Su, C. (2008): Isolation of *Toxoplasma gondii* from bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). J. Parasitol. 94: 821-823.
- Duclos, P. A. (2012): Impacts morpho-sédimentaires de l'extraction de granulats sur les fonds marins de la Manche orientale. Université de Rouen. 266 pp.

- Dulvy, N. K., Rohers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R. & Skjodal, H. R. (2008): Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a bio-tic indicator of warming seas. *J. Applied Ecology* 45(4): S. 1029-1039.
doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x
- Durinck, J., 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.
- Durinck, J., Skov, H., Danielsen, F. & Christensen, K. D. (1994): Vinterføden hos Rødstrubet Lom *Gavia stellata* i Skagerak. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidskrift* 88: 39-41.
- Dürselen, C. D. (2014): Development of concepts and methods for compilation and assessment of selected anthropogenic pressures in the context of the Marine Strategy Framework Directive. Project No. (UFOPLAN) 3710 25 206, Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. 521 S.
- Dyndo, M., Wisniewska, D. M., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P. T. (2015): Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports* DOI: 10.1038/srep11083: 1-9.
- Eades, R. A. (1982): Notes on the distribution and feeding of Little Gulls at sea in Liverpool Bay. *Seabird Report* 6: 115–121.
- Ebbinge, B. S. & Spaans, B. (1995): The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding in Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high Arctic. *Journal of Avian Biology* 26: 105-113.
- Edrén, S. M. C., Andersen, S. M., Teilmann, J., Carstensen, C., Harders, P. B., Dietz, R. & Miller, L. A. (2010): The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Mar. Mam. Sci.* 26: 614-634.
- Edwards, E. D. J., Quinn, L. R., Wakefield, E. D., Miller, P. I. & Thompson, P. M. (2013): Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98, Part B: 438-444.
- Ehlert, W. (1957): Zur Ernährung der Silbermöwe (*Larus argentatus* Pont.) in der Vorbrutzeit. *Ornithologische Mitteilungen* 9: 201-203.
- Ehrich, S. & Stransky, C. (1999): Fishing effects in northesatern Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. VI. Gale effects on vertical distribution and structure of a fish assemblage in the North Sea. – *Fisheries Research* 40: 185-193.
- Ehrich, S., Adlerstein, S., Brockmann, U., Floeter, J., Garthe, S., Hinz, H., Kröncke, I., Neumann, H., Reiss, H., Sell, A. F., Stein, M., Stelzenmüller, V., Stransky, C., Temming, A., Wegner, G. & Zauke, G.-P. (2007): 20 years of the German small-scale bottom trawl survey (GSBTS): a review. - *Senckenbergiana maritima* 37 (1): 13-82.
- Ehrich, S., Stelzenmüller, V. & Adlerstein, S. (2009): Linking spatial pattern of bottom fish assemblages with water masses in the North Sea. - *Fisheries Oceanography* 18: 36-50.

- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., Mortensen, L. O., Nielsen, J. R., Nilsson, Hans C., O'Neill, F. G., Polet, H., Reid, D. G., Sala, A., Sköld, M., Smith, C., Sørensen, T. K., Tully, O., Zengin, M. & Rijnsdorp, A. D. (2015): Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. – ICES Journal of Marine Science 73: i27–i43.
- Elbrächter, M. (1999): Exotic flagellates of coastal North Sea waters. Helgoländer Meeresuntersuchungen 52:235-242.
- Engelhardt, F. R. (1983): Petroleum effects on marine mammals. Aquatic Toxicology 4, 199-217.
- Erbe, C. & King, A. R. (2009): Modeling cumulative sound exposure around marine seismic surveys. J. Acoust. Soc. Am. 125(4): 2243-2451.
- EU Flottenregister (2013): Search Fleet Register Abfrage 03.09.2013
- Europäische Kommission (2005): Überprüfung bestimmter Zugangsbeschränkungen im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (Shetland-Box und Schollen-Box) – Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. 9 S.
- Europäische Kommission (2013): Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats, Brussels, European Commission, DG Environment, Brussels, 146 S.
- Evans, P. G. H., Carson, Q., Fisher, P., Jordan, W., Limer, R. & Rees, I. (1994): A study of the reactions of harbour porpoises to various boats in the coastal waters of southeast Shetland. European Research on Cetaceans 8: 60-64.
- Everaert, J. (2008): Effecten van windturbines op de fauna in Vlaanderen. Rapport INBO.R.2008.44. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brüssel.
- Fangel, K., Aas, Ø., Vølstad, J. H., Bærum, K. M., Christensen-Dalsgaard, S., Nedreaas, K., Overvik, M., Wold, L. C. & Anker-Nilssen, T. (2015): Assessing incidental by-catch of seabirds in Norwegian coastal commercial fisheries: Empirical and methodological lessons. Global Ecology and Conservation 4: 127-136.
- Fayer, R., Dubey, J. P. & Lindsay, D. S. (2004): Zoonotic protozoa: from land to sea. Trends in Parasitology 20: 531-536.
- Field, R. H., Chapman, C. J., Taylor, A. C., Neil, D. M. & Vickerman, K. (1992): Infection of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* by a Hematodinium-like species of dinoflagellate on the west coast of Scotland. Diseases of Aquatic Organisms 13: 1-15.
- Figge, K. (1981): Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. - (Karte Nr. 2900 mit Begleitheft) Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg: ohne S.
- Fijn, R. C., Hiemstra, D., Phillips, R. A. & van der Winden, J. (2013): Arctic Terns *Sterna paradisaea* from the Netherlands migrate record distances across three oceans to Wilkes Land, East Antarctica. Ardea 101: 3-12.
- Fissel, D. B., Jiang, J. & Borg, K. (2006): Sediment Plume and Deposition Modeling at VITR Pro-ject Landing Sites. - 65 S.
- Fleet, D. M., Gaus, S. & Schulze-Dieckhoff, 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: 16-21.

- Focke, E. (1959): Zur Ernährung der Silbermöwe (*Larus argentatus*). Vogelwarte 20: 86-88.
- Fontaine, M. C., Baird, S. J. E., Piry, S., Ray, N., Tolley, K. A., Duke, S., Birkun Jr., A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A. A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G. A., Bouquegneau, J. M. & Michaux, J. R. (2007): Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of harbour porpoises in Old World waters. BMC Biology 5: 1-16.
- Ford, G., Ottemöller, L., & Baptie, B. (2005): Analysis of Explosions in the BGS Seismic Database in the Area of Beaufort's Dyke, 1992-2004. British Geological Survey, Edinburgh. 11 S.
- Fossi, M. C. & Marsili, L. (2003): Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. Pure and Applied Chemistry 75: 2235-2247.
- Fox, A. D. (2003): Diet and habitat use of scoters *Melanitta* in the Western Palearctic – a brief overview. Wildfowl 54: 163-182.
- Frank, D. (1992): The influence of feeding conditions on food provisioning of chicks in Common Terns *Sterna hirundo* nesting in the German Wadden Sea. Ardea 80: 45-55.
- Frank, D. & Becker, P. H. (1992): Body mass and nest reliefs in Common Terns *Sterna hirundo* exposed to different feeding conditions. Ardea 80: 57-69.
- Frederiksen, M., Furness, R. W. & Wanless, S. (2007): Regional variation in the role of bottom-up and top-down processes in controlling sandeel abundance in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 337: 279-286.
- Frederiksen, M., Daunt, F., Harris, M.P. & Wanless, S. (2008a): The demographic impact of extreme events: stochastic weather drives survival and population dynamics in a long-lived seabird. Journal of Animal Ecology 77: 1020-1029.
- Frederiksen, M., Jensen, H., Daunt, F., Mavor, R.A. & Wanless, S. (2008b): Differential effects of a local industrial sand lance fishery on seabird breeding performance. Ecological Applications 18: 701-710.
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). - In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Bonn-Bad Godesberg: 291-316
- Freyhof & Schöter (2005): The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. Journal of Fish Biology 67: 713-729.
- Frick, S. & Becker, P. H. (1995): Unterschiedliche Ernährungsstrategien von Fluß- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo* und *S. paradisaea*) im Wattenmeer. Journal für Ornithologie 136: 47-63.
- Froese, R. & Proelß, A. (2010): Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline?. Fish and Fisheries 11: 194-202.
- Frommel, A. Y., Schubert, A., Piatkowski, U. & Clemmensen, C. (2012): Egg and early larval stages of Baltic cod, *Gadus morhua*, are robust to high levels of ocean acidification. Marine Biology DOI 10.1007/s00227-011-1876-3.

- Frouin, H., Lebeuf, M., Saint-Louis, R., Hammill, M., Pelletier, E. & Fournier, F. (2008): Toxic effects of tributyltin and its metabolites on harbour seal (*Phoca vitulina*) immune cells in vitro. *Aquatic Toxicology* 90: 243-251.
- Fuhrmann, M. (2013): Angeltourismus. *Meer & Küste* 4: 28-29.
- Fürhaupter, K., Meyer, Th., Darr, A. Zettler, M., Bildstein, T. & Schuchardt, B. (2015): Anpassung und Weiterentwicklung der Klassifizierung der Meeresbiotoptypen an internationale Entwicklungen sowie Fortschreibung der Roten Liste gefährdeter Meeresbiotope Deutschlands - Technische Dokumentation (FKZ: 3514 82 0800). Im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz, Vilm 183 S.
- Furness, R. W. & Tasker, M. L. (2000): Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 202: 253-264.
- Furness, R. W. & Todd, C. M. (1984): Diets and feeding of Fulmars *Fulmarus glacialis* during the breeding season: a comparison between St Kilda and Shetland colonies. *Ibis* 126: 379-387.
- Gajewski, L. & Uscinowicz, Sz. (1993) : Hydrologic and sedimentologic aspects of mining aggregate from the Słupsk Bank (Baltic Sea). *Mar. Georesour. Geotec.* 11 (3): 229–244.
- Galagan, C. & Isaji, T. (2008): Sediment Dispersion Modeling from Electrical Transmission Cable Burial Activities in Eastern Lake Ontario. - (im Auftrag der ESS Group) 30 S.
- Galagan, C., Isaji, T. & Swanson, C. (2003): Appendix 5.2-C: Results of Model Simulations of Sediment Deposition from Cable Burial Operations in Lewis Bay, MA. Narragansett. - 6 S.
- Galusha, J. G. Jr. & Amlander, C. J. Jr. (1977): The effect of diurnal and tidal periodicities in the numbers and activities of Herring Gulls *Larus argentatus* in a colony. *Ibis* 120: 322-328.
- Garthe, S. (1997): Influence of hydrography, fishing activity, and colony location on summer seabird distribution in the south-eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54: 566-577.
- Garthe, S. (1998): Gleich und doch anders: Zur Habitatwahl von Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*) und Sturmmöwe (*Larus canus*) in der Deutschen Bucht. *Seevögel* 19, Sonderheft: 81-85.
- Garthe, S. (1999): The influence of fishing activities on the distribution and feeding ecology of seabirds at sea. In: Adams, N. J. & Slotow, R. H. (eds.): *Proceedings 22nd International Ornithological Congress*, Durban: 706-716. BirdLife South Africa, Johannesburg.
- Garthe, S. (2003a): Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.
- Garthe, S. (2003b): Verbreitung, Bestand und Jahresdynamik der Mantelmöwe *Larus marinus* in der Deutschen Bucht, Nordsee. *Corax* 19, Sonderheft 2: 43-40.

- Garthe, S. & Flore, B.-O. (2007): Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148: 215-227.
- Garthe, S. & Furness, R. W. (2001): Frequent shallow diving by a Northern Fulmar feeding at Shetland. *Waterbirds* 24: 287-289.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1994): Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in Summer. *Marine Ecology Progress Series* 106: 1-10.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1996): Nocturnal scavenging by gulls in the southern North Sea. *Colonial Waterbirds* 19: 232-241.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1997): Can seabirds be used as hydrocasts? *Berichte Zentrum Meeres- und Klimaforschung Hamburg. Reihe Z*: 77-81.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1998): Foraging success, kleptoparasitism and feeding techniques in scavenging seabirds: does crime pay? *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52: 187-196.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1999): Effect of ship speed on seabird counts in areas supporting commercial fisheries. *Journal of Field Ornithology* 70: 28-32.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (2000): Aktuelle Entwicklungen beim Seabirds-at-Sea-Programm in Deutschland. *Vogelwelt* 121: 301-305.
- Garthe, S. & Kubetzki, U. (1998): Diet of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* on Juist (Germany). *Sula* 12: 13-18.
- Garthe, S. & Scherp, B. (2003): Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60: 980-989.
- Garthe, S. & Schwemmer, P. (2008): Durchzug, Sommer- und Wintervorkommen der Zwergmöwe *Hydrocoloeus minutus* an der Unterelbe. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 40: 399-407.
- Garthe, S., Kubetzki, U., Hüppop, O. & Freyer, T. (1999): Zur Ernährungsökologie von Herings-, Silber- und Sturmmöwe (*Larus fuscus*, *L. argentatus* und *L. canus*) auf der Nordseeinsel Amrum während der Brutzeit. *Seevögel* 20: 52-58.
- Garthe, S., Benvenuti, S. & Montevecchi, W. A. (2000): Pursuit plunging by northern gannets (*Sula bassana*) feeding on capelin (*Mallotus villosus*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267: 1717-1722.
- Garthe, S., Hüppop, O. & Weichler, T. (2002): Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. *Seevögel* 23: 47-55.
- Garthe, S., Dierschke, V., Weichler, T. & Schwemmer, P. (2004): Teilprojekt 5 – Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. In: Kellermann, A. et al. (Hrsg.): *Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich. Endbericht.*
- Garthe, S., Montevecchi, W. A., Chapdelaine, G., Rail, J.-F. & Hedd A. (2007a): Contrasting foraging tactics by northern gannets (*Sula bassana*) breeding in different oceanographic domains with different prey fields. *Marine Biology* 151: 687-694.

- Garthe, S., Sonntag, N., Schwemmer, P. & Dierschke, V. (2007b). Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. *Vogelwelt* 128: 163-178.
- Garthe, S., Schwemmer, H., Jess, A.-M. & Markones, N. (2011): Trendanalysen von Seevögeln in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee. FTZ Westküste, Büsum.
- Garthe, S., Markones, N., Mendel, B., Sonntag, N. & Krause, J. C. (2012): Protected areas for seabirds in German offshore waters: Designation, retrospective consideration and current perspectives. *Biological Conservation* 156: 126-135
- Garthe, S., Schwemmer, H., Markones, N., Müller, S. & Schwemmer, P. (2015): Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* in der Deutschen Bucht (Nordsee). *Vogelwarte* 53: 121-138.
- Garthe, S., Markones, N. & Corman, A.-M. (2017): Possible impacts of offshore wind farms on seabirds: a pilot study in Northern Gannets in the southern North Sea. *Journal of Ornithology* 158: 345-349.
- Gaskin, D. E. (1992): Status of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Canada. *Canadian Field-Naturalist* 106: 36-54.
- Gaskin, D. E. & Watson, A. P. (1985): The harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, in Fish Harbour, New Brunswick, Canada: Occupancy, distribution, and movements. *Fishery Bulletin* 83 (3): 427-442.
- Gassner, E., Winkelbrandt, A. & Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung - Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltprüfung. - 5. Auflage, C.F. Müller Verlag, Heidelberg: 480 S.
- Gaston, A. J. & Jones, I. L. (1998): The auks: Alcidae. Page 349. Oxford University Press, Oxford.
- Geelhoed, S. C. V., Scheidat, M., van Bemmelen, R. S. A. & Aarts, G. (2013): Abundance of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) on Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010-March 2011.- *Lutra* 2013 56 (1): 45-57.
- Geelhoed, S. C. V., van Bemmelen, R. S. A. & Verdaat, J. P. (2014): Marine mammal surveys in the wider Dogger Bank area summer 2013. IMARES Report number C016/14. 27 S.
- Genesis Oil and Gas Consultants (2011): Review and Assessment of Underwater Sound Produced from Oil and Gas Sound Activities and Potential Reporting Requirements under the Marine Strategy Framework Directive. Genesis Oil and Gas Consultants report for the Department of Energy and Climate Change. 72 S. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/50500/finreport-sound.pdf (Stand: 07.07.2016).
- Gercken, J. (2009): Histologische Untersuchung der Gonaden von Aalmuttern aus Nord- und Ostsee. Beprobung 2008 (FKZ 301 02 029). Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. 50 S.
- Gercken, J. & Schmidt, A. (2014): Aktueller Status der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und Möglichkeiten einer Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee. - BfN-Skripten 379, Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg. 97 S.

- Gerrard, S., Grant, A., Marsh, R. & London, C. (1999): Drill Cuttings Piles in the North Sea: Management Options During Platform Decommissioning. Centre for Environmental Risk, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK. Centre for Environmental Risk Research Report 31. 223 S.
- Gibson, R. N., Nash, R. D. M., Geffen, A. J. & Van der Veer, H. W. (2015): Flatfishes: Biology and Exploitation. 2. Edition. John Wiley Blackwell Verlag.
- Gill, A. B. & Bartlett, M. (2010): Literature review on the potential effects of electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments on Atlantic salmon, sea trout and European eel. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No.401
- Gill, A. B., Gloyne-Phillips, I., Neal, K. J. & Kimber, J. A. (2005): COWRIE 1.5 Electromagnetic Fields Review. The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore wind farm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review. 90 S.
- Gill, J. P., Sales, D., Pinder, S., Salazar, R., Ford, J. & Harding, I. (2008): Kentish Flats Wind Farm fifth ornithological monitoring report. Report to Kentish Flats Ltd. Environmentally Sustainable Systems, Edinburgh.
- Gill, A. B., Bartlett, M. & Thomsen, F. (2012): Potential interactions between diadromous fishes of U.K. conservation importance and the electromagnetic fields and sub-sea noise from marine renewable energy developments. Journal of Fish Biology 81: 664-695.
- Gilles, A. (2009): Characterisation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habitat in German waters. Kiel (PhD thesis, University of Kiel): 151 S.
- Gilles, A. & Siebert, U. (2010): Monitoringbericht 2009–2010. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Teilbericht marine Säugetiere - Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz Vilm. 4-34.
- Gilles, A., Risch, D., Scheidat, M. & Siebert, U. (2006): Erfassung von Meeressäugtieren und Seevögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (EMSON). Teilvorhaben: Erfassung von Meeressäugtieren. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz. F+E Vorhaben FKZ: 802 85 250. 92 S.
- Gilles, A., Herr, H., Lehnert, K., Scheidat, M. & Siebert, U. (2008): Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. Forschungsverbund MINOS Plus. - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen. Endbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, FKZ 0329946 B. Teilvorhaben 2: 94-160.
- Gilles, A., Scheidat, M. & Siebert, U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. Marine Ecology Progress Series 383: 295-307.
- Gilles, A., Siebert, U., Gallus, A., Dähne, M. & Benke, H. (2010): Monitoringbericht 2009–2010. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee, Teilbericht marine Säugetiere. Werkvertrag-Endbericht.

- Gilles, A., Adler, S., Kaschner, K., Scheidat, M. & Siebert, U. (2011a): Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. *Endang. Species Res.* 14: 157-169.
- Gilles, A., Peschko, V., U. Siebert, U. Gallus, A., Hansen, S., Krügel, K., Dähne, M. & Benke, H. (2011b): Monitoringbericht 2010-2011. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) & Deutsches Meeresmuseum Stralsund. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 138 S.
- Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Gallus, A. & Benke, H. (2012a): Monitoring von marinen Säugetieren 2012 in der deutschen Nord - und Ostsee. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) & Deutsches Meeresmuseum Stralsund. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 70 S.
- Gilles, A., Peschko, V., Scheidat, M. & Siebert, U. (2012b): Survey for small cetaceans over the Dogger Bank and adjacent areas in summer 2011. 19th ASCOBANS Advisory Committee Meeting AC19/Doc.5-08 Galway, Ireland, 20-22 March 2012, 13 S.
- Gilles, A., Viquerat, S., Siebert, U., Gallus, A. & Benke, H. (2014): Monitoring von marinen Säugetieren 2013 in der deutschen Nord- und Ostsee. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) & Deutsches Meeresmuseum Stralsund. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 71 S.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E. A., Forney, K. A., Geelhoed, S. C. V., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F. M., van Bemmelen, R. & Aarts, G. (2016): Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7: 1-22
- Gittenberger, A. & van Loon, W. (2001): Common Marine Macrozoobenthic Species in the Netherlands, their characteristics and sensitivities to environmental pressures. *GiMaRIS, RWS Waterdienst*, 37 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 8. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Görner, K. (2015): CCS-Prozesskette. In Fishedick, M., Görner, K., Thomeczek, M. (Hrsg.): CO₂: Abtrennung, Speicherung, Nutzung - Ganzheitliche Bewertung im Bereich von Energiewirtschaft und Industrie. Springer Vieweg. 854 S.
- Goodship, N., Caldow, R., Clough, S., Korda, R., McGovern, S., Rowlands, N. & Rehfish, M. (2015): Survey of Red-throated Divers in the Outer Thames Estuary SPA. *British Birds* 108: 506-513.
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M. P., Swift, R. & Thompson, D. (2003): A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. *Mar. Technol. Soc. J.* 37: 16-34.
- Gotceitas, V. & Brown, J. A. (1992): Substrate selection by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): effects of predation risk. *Oecologia* (1993) 93: 31-37

- Götz, T. & Janik, V. M. (2010): Aversiveness of sounds in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *J. Exp. Biol.* 213: 1536-1548.
- Greenberg, M. I., Sexton, K. J. & Vearrier, D. (2016): Sea-dumped chemical weapons: environmental risk, occupational hazard. *Clinical Toxicology* 54(2): 79-91.
- Gray, H. & Van Waerebeek, K. (2011): Postural instability and akinesia in a pantropical spotted dolphin, *Stenella attenuata*, in proximity to operating airguns of a geophysical seismic vessel. *Journal for Nature Conservation* 19: 63-7.
- GRD (2016): Schweinswal Sichtungen norddeutsche Flüsse und Nordsee 2011-2016. <http://www.delphinschutz.org/projekte/schweinswale/schweinswal-sichtungen> (aufgerufen: 24.05.2016)
- Greenpeace (2011): Potenzielle CO₂-Endlager in Deutschland. [Karte](#) der 408 Standorte, die laut Bundesanstalt für Geowissenschaften (BGR) geologisch als CO₂-Endlager in Salzwasser führendem Tiefengestein in Frage kommen. http://www.greenpeace.de/files/CO2-Lager-HuettenWerke_0.pdf. Letzte Abfrage am 03.04.2017
- Greenwood, N., Parker, E. R., Fernand, L., Siyer, D.B., Weston, K., Painting, S. J., Kröger, S., Lees, H. E., Mills, D. K. & Laane, R. W. P. M. (2010): Detection of low bottom water oxygen concentrations in the North Sea; implications for monitoring and assessment of ecosystem health. - *Biogeosciences* 7: 1357–1373. www.biogeosciences.net/7/1357/2010/
- Gregory, J. & Claburn, P. (2003): Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. - *Aquatic Living Resources* 16: 313-316.
- Gregory, R. S., Anderson, J. T., Dalley, E. L. (1997): Distribution of Juvenile Atlantic Cod (*Gadus morhua*) Relative to Available Habitat in Placentia Bay, Newfoundland. – *NAFO Sci Coun Studies* 29: 3-12. Grémillet, D. & Boulinier, T. (2009): Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Marine Ecology Progress Series* 391: 121-137.
- Grießmann, T., Rustemeier, J., Betke, K., Gabriel, J., Neumann, T., Nehls, G., Brandt, M., Diederichs, A. & Bachmann, J. (2009): Erforschung und Anwendung von Schallminimierungsmaßnahmen beim Rammen des FINO3 - Monopiles. FKZ 0325077-A, 0325077-B, 1-130. 2009. Berlin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Abschlussbericht zum BMU-Vorhaben „Schall bei FINO3“. 130 S.
- Grüneberg, C., Bauer, H.-G., Haupt, H., Hüppop, O., Ryslavy, T. & Südbeck, P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19-67.
- Grünkorn, T., Blew, J., Coppack, T., Krüger, O., Nehls, G., Potiek, A., Reichenbach, M., von Rönn, J., Timmermann, H. & Weitekamp, S. (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.

- Grunsky-Schöneberg, B. (1998): Brutbiologie und Nahrungsökologie der Trottellumme (*Uria aalge* Pont.) auf Helgoland. *Ökologie der Vögel* 20: 217-274.
- Guse, N., Weiel, S., Hüppop, O., Dierschke, J. & Garthe, S. (2015): Plastikmüll als Nistmaterial – Verstrickung von Seevögeln auf Helgoland. *Vogelwarte* 53: S. 415.
- Hackstein, J. (2012): Die See wird eng – Raumbezogener Ausbildungs-, Übungs- und Erprobungsbedarf der deutschen Streitkräfte in Nord- und Ostsee. *Marineforum* (3), S. 20-23, http://www.marine-offizier-vereinigung.de/fileadmin/assets/PDF/MF_3-2012-Artikel4.pdf
- Haelters, J. & Camphuysen, C. J. (2009): The harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the southern North Sea: Abundance, threats, research- and management proposals. - Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM, Belgium), The Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ, The Netherlands) and the International Fund for Animal Welfare (IFAW) report. International Fund for Animal Welfare (IFAW). Brüssel. 56 S.
- Hall, M.A., Alverson, D.L. & Metuzals, K.I. (2000): By-Catch: problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41 (1-6): 204-219.
- Hansa Hydrocarbons Ltd (2017): 4Quads licence & Geldsackplate licence. <http://www.hansahydrocarbons.com> Letzte Abfrage am 03.04.2017.
- Hamer, K. C., Monaghan, P., Uttley, J. D., Walton, P. & Burns, M. D. (1993): The influence of food supply on the breeding ecology of kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland. *Ibis* 135: 255-263.
- Hamer, K. C., Thompson, D. R. & Gray, C. M. (1997): Spatial variation in the feeding ecology, foraging ranges, and breeding energetics of Northern Fulmar in the north-east Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 54: 645-653.
- Hamer, K. C., Humphreys, E., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Phillips, R., Harris, M. & Wanless, S. (2007): Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. *Marine Ecology Progress Series* 338: 295-305.
- Hammond, P. S. & Grellier, K. (2006): Grey seal diet composition and prey consumption in the North Sea. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G. P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C. G. M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M., Teilmann, J., van Canneyt, O. & Vázquez, J. A. (2013): Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological conservation* 164, 107-122.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N. (2017): Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Sea Mammal Research Unit, University of St. Andrews, Scotland. 39 S.
- Hanke, F. D., Hanke, W., Scholtyssek, C. & Dehnhardt, G. (2009): Basic mechanisms in pinniped vision. *Exp. Brain Res.* 199: 299-311.

- Hansen, S., Höschle, C., Diederichs, A., Nehls, G., Laczny, M. & Piper, W. (2012): Offshore-Testfeld Alpha ventus - Fachgutachten Meeressäuger 2. Untersuchungsjahr der Betriebsphase (Januar - Dezember 2011): (Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH und BioConsult SH GmbH & Co. KG: Hamburg und Husum.)
- Hansson, S. & Rudstam, L. G. (1990): Eutrophication and Baltic Fish Communities. *Ambio* 19: 123-125.
- Harder, K., Kinze, C. C., Schulze, G. & Benke, H. (2011): Bartenwale in der Ostsee: Eine Übersicht. *Meer und Museum* 23: 163-184.
- Hartwig, E., Stühmer, F. & Clemens, T. et al. (1990): Zur Ernährungsökologie der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*) auf Scharhörn. *Seevögel* 11: 53-59
- Hartwig, E., Korsch, M. & Schrey, E. (1992): Seevögel als Müllopfers in der Deutschen Bucht. *Seevögel* 13: 1-4.
- Hartwig, E., Reineking, B., Schrey, E. & Vauk-Hentzelt, E. (1985): Auswirkungen der Nordsee-Vermüllung auf Seevögel, Robben und Fische. *Seevögel* 6, Sonderband: 57-62.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K. & Reijnders, P. (2007): Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications* 6: 57-68.
- Harris, M. P. & Riddiford, N. J. (1989): The food of some young seabirds on Fair Isle in 1986-88. *Scottish Birds* 15: 119-125.
- Harris, M. P. & Wanless, S. (1986): The food of young razorbills on the Isle of May and a comparison with that of young guillemots and puffins. *Ornis Scandinavica* 17: 41-46.
- Harris, M. P. & Wanless, S. (2011): *The Puffin*. T & AD Poyser, London.
- Hasselmeier, I., Abt, K. F., Adelung, D. & Siebert, U. (2004): Stranding patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the German North and Baltic Seas, when does the birth period occur? *Journal of Cetacean Research and Management* 6 (3): 259-263.
- Hastings, M. C. & Popper, A. N. (2005): Effects of Sound on Fish. - (Subconsultants to Jones & Stokes under California Department of Transportation) 82 S.
- Hawkins, A. D. & Popper, A. N. (2014): Assessing the Impact of Underwater Sounds on Fishes and Other Forms of Marine Life. *Acoustics Today*: 30-41.
- Heesen, H.J.L., Daan, N., Ellis, J.R. (2015): Fish atlas of the Celtic Sea, North Sea and Baltic Sea. Based on international research-vessel-surveys. Wageningen Academic Publishers. 572 S.
- Heide-Jørgensen, M. P., Iversen, M., Nielsen, N. H., Lockyer, C., Stern, H. & Ribergaard, M. H. (2011): Harbour porpoises respond to climate change. *Ecology and Evolution* 1, 579-585.
- Heinis, F., De Jong, C. A. F. & Rijkswaterstaat Underwater Sound Working Group (2015): Cumulative effects of impulsive underwater sound on marine mammals. Ministry of Economic Affairs and Ministry of Infrastructure and the Environment, Den Haag. 86 S.

- Helbig, A., Riehl, V. & Voss, J. (1979): Ornithologische Beobachtungen im Frühjahr 1977 auf der Forschungsplattform „Nordsee“. Abhandlungen aus dem Gebiet der Vögelkunde 6: 215-247.
- HELCOM (1998): Red List of Marine and Coastal Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat -Including a comprehensive description and classification system for all Baltic Marine and Coastal Biotopes. HELCOM-Baltic Sea Environment Proceedings 75, Helsinki Commission. 115 pp.
- HELCOM (2013). *Alosa fallax* (Lacepède 1803), *Twaite shad* (Cyprinidae). HELCOM Information Red List Species Information Sheets (SIS) Fish - (HELCOM-Link, letzter Abruf 05.04.2017)).
- Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S. (1976): PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *AMBIO* 5: 5-6.
- Hempelmann, A. (2013): Is there electroreception in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)? Diplomarbeit. Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften. 34 S.
- Henderson, P. A. (2014): Identification Guide to the inshore Fish of the British Isles. Pisces Conservation Ltd IRC House, The Square Pennington, Hampshire, 321 S.
- Herder, V., van de Velde, N., Højer Kristensen, J., Van Elk, C., Peters, N., Kilwinski, J., Schares, G., Siebert, U. & Wohlsein, P. (2015): Fatal Disseminated Toxoplasma gondii Infection in a Captive Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*). *Journal of Comparative Pathology* 153: 357-362.
- Herr, H. (2009): Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee - im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Doktorarbeit. Universität Hamburg. 118 S.
- Herr, H., Scheidat, M., Lehnert, K. & Siebert, U. (2009): Seals at sea: modelling seal distribution in the German bight based on aerial survey data. *Mar. Biol.* 156: 811-820.
- Herrmann, C. & Krause, J. C. (2000): Ökologische Auswirkungen der marinen Sand- und Kiesgewinnung. BfN-Skripten 23: 20-33.
- Higgins, R. (2000): Bacteria and fungi of marine mammals: A review. *Can. Vet. J.* 41, 105-116.
- Hildebrand, J. A. (2009): Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 395: 5-20.
- Hildebrandt, J. A. (2005): Marine Mammal Research: Conservation beyond crisis. Pages 101–124 in J. E. Reynolds, W. F. Perrin, R. R. Reeves, S. Montgomery, and T. J. Ragen, editors. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Hill, J. M. (2006): *Ensis ensis* A razor shell. In Tyler-Walters, H. & Hiscock, K. (eds.) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1419>

- Hill, R., Hill, K., Aumüller, R., Boos, K. & Freienstein, S. (2014): „Testfeldforschung zum Vogelzug am Offshore-Pilotpark alpha ventus“ und „Auswertung der kontinuierlich auf FINO1 erhobenen Daten zum Vogelzug der Jahre 2008 bis 2012“. StUKplus-Enbericht (FKZ 0327689A/Avitec1 und Avitec2). Avitec Research, Osterholz-Scharmbeck.
- Hirst, A.G. & Rodhouse, P.G. (2000): Impacts of geophysical seismic surveying on fishing success. *Rev. Fish Biol. Fisheries* 10: 113-118.
- Holmes, J. M., Gräns, A.-S., Neil, D. M. & Baden, S.P. (1999): The effects of the metal ions Mn^{2+} and CO_2 on muscle contraction in the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *Journal of Comparative Physiology* 169: 401-410.
- Höschle, C., Diederichs, A., Nehls, G., Laczny, M. & Piper, W. (2011): Statusbericht Meeressäuger im Bereich des Offshore-Testfeldes Alpha ventus - Betrachtungszeitraum: 15.12.2009 bis 31.12.2010. (Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH und Bioconsult SH GmbH & Co. KG: Hamburg und Husum.)
- Houziaux, J.-S., Craeymeersch, J., Merckx, B., Kerckhof, F., Van Lancker, V., Courtens, W., Stienen, E., Perdon, J., Goudswaard, P.C., van Hoey, G., Vigin, L., Hostens, K., Vincx, M. & Degraer, S. (2011): 'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report. Brussels: Belgian Science Policy Office 2012 – Research Programme Science for a Sustainable Development. 105 S.
- Hughes, D.J. (1998): Sea pens & burrowing megafauna (volume III). An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. – Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project): 105 p.
- Hüppop, O. (1996): Causes and trends of the mortality of Guillemots (*Uria aalge*) ringed on the island of Helgoland, German Bight. *Vogelwarte* 38: 217-224.
- Hüppop, O. & Wurm, S. (2000): Effects of winter fishery activities on resting numbers, food and body condition of large gulls *Larus argentatus* and *L. marinus* in the south-eastern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 194: 241-247.
- Hüppop, O., J. Dierschke & H. Wendeln (2004): Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. *Berichte zum Vogelschutz* 41: 127–218.
- Hüppop, O., Bauer, H.-G., Haupt, H., Ryslavy, T., Südbeck, P. & Wahl, J. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz* 49/50: 23-83.
- Hüppop, O., Hüppop, K., Dierschke, J. & Hill, R. (2016): Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. *Bird Study* 63: 73-82.
- ICES (2009): Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 – 2004. - (Ed.: G. Sutton & S. Boyd) Cooperative Research Report No. 297, 180 S.
- ICES (2013a): North Sea Sandeel in Division IIIa and Subarea IV. ICES Advice February 2013. Book 6.4.22. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen. 33 S.
- ICES (2013b): Report of the Working Group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem (WGEXT), 22-25 April 2013, Faial, Portugal. ICES CM 2013/SSGHIE:14. 50 pp.

- ICES (2013c): ICES Advice 2013. Book 6 Ecoregion North Sea. Stock Sandeel in Division IIIa and Subarea IV. <https://www.ices.dk/sites/pub/.../Advice/2013/2013/san-34.pdf>
- ICES (2014a): Report of the Working Group for the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 30 April–7 May 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:13. 1493 pp.
- ICES (2014b): First Interim Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 2–5 June 2014, Reykjavik, Iceland. ICES CM 2014/SSGHIE:07. 67pp.
- ICES (2015a): Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WKBYC). International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen. 80 S.
- ICES (2015b): Report of the Workshop on Lampreys and Shads (WKLS), 27–29 November 2014, Lisbon, Portugal. ICES CM 2014/SSGEF:13. 206 pp.
- ICES (2015c): Interim Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 20–23 April 2015, Ostend, Belgium. ICES CM 2015/SSGEPI:06. 102pp.
- ICES (2016a): Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. ICES Cooperative Research Report No. 330.
- ICES (2016b): Working Group on Bycatch of Protected Species (WKBYC). International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen. 77 S.
- ICES (2016c): Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 18–21 April 2016, Gdansk, Poland. ICES CM 2016/SSGEPI:06. 183pp.
- ICES (2017a): Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 26 April–5 May 2016, Hamburg, Germany. ICES CM 2016/ ACOM:14. 1096pp.
- ICES (2017b): ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort - Greater North Sea Ecoregion - Cod (*Gadus morhua*) in Subarea 4, Division 7.d, and Subdivision 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak). 14 S.
- ICES (2017c): ICES Fisheries Overviews: Greater North Sea Ecoregion – Fisheries overview 29p.
- IfAÖ (2008): Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zur Nord Stream Pipeline von der Grenze der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) bis zum Anlandungspunkt – Nichttechnische Zusammenfassung der UVS. i. A. der Nord Stream AG. 48 S.
- IJsseldijk, L. L., Kik, M. J. L. & Gröne, A. (2016): Postmortaal onderzoek van Bruinvissen (*Phocoena phocoena*) uit Nederlandse wateren 2015. Intern rapport 2016, Departement Pathobiologie, Faculteit Diergeneeskunde, Universiteit Utrecht. 12 S.
- IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P. M. (eds.): Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p

- IUCN (2016): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.2.
www.iucnredlist.org (18.05.2016)
- Ivanovic, A., Neilson, R. D. & O'Neill, F.G. (2011): Modelling the physical impact of trawl components on the seabed. *Ocean Engineering* 38: 925-933.
- Jacobs, S. R. & Terhune, J. M. (2002): The effectiveness of acoustic harassment devices in the Bay of Fundy, Canada: seal reactions and a noise exposure model. *Aquat. Mamm.* 28: 147-158.
- Jensen, S. K., Aars, J., Lydersen, C., Kovacs, K. M. & Aasbakk, K. (2010): The prevalence of *Toxoplasma gondii* in polar bears and their marine mammal prey: evidence for a marine transmission pathway. *Polar. Biol.* 33: 599-606.
- Jepson, P. D., Deaville, R., Barber, J. L., Aguilar, A., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A. A., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A. D., Genov, T., Giménez, J., Loveridge, J., Llavona, A., Martin, V., Maxwell, D. L., Papachlitzou, A., Penrose, R., Perkins, M. W., Smith, B., de Stephanis, R., Tregenza, N., Verborgh, P., Fernandez, A. & Law, R. D. (2016): PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6:18573: 1-17.
- Johnston, D. W. (2002): The effect of acoustic harassment devices on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. *Biological Conservation* 108: 113-118.
- Johnston, D. W., Frungillo, J., Smith, A., Moore, K., Sharp, B., Schuh, J. & Read, A. J. (2015): Trends in Stranding and By-Catch Rates of Gray and Harbor Seals along the Northeastern US Coast -Evidence of Divergence in the Abundance of Two Sympatric Phocid Species? *PLoS ONE* 4(7):6355-1997
- Jones, E. L., McConnell, B. J., Smout, S., Hammond, P. S., Duck, C. D., Morris, C. D., Thompson, D., Russell, D. J. F., Vincent, C., Cronin, M., Sharples, R. J. & Matthiopoulos, J. (2015): Patterns of space use in sympatric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 534: 235-249.
- Joseph, J. E. & Chiu, C.-S. (2010): A computational assessment of the sensitivity of ambient noise level to ocean acidification. *Journal of the Acoustical Society of America* 128, EL144-EL149.
- de Juan, S., Thrush, S.F., Demestre, M. (2007): Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* 334:117-129.
- Kaiser, M. J., Bergmann, M., Hinz, H., Galanidi, M., Shucksmith, R., Rees, E. I. S., Darbyshire, T. & Ramsay, K. (2004): Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 445-456.
- Kaiser, M. J., Clarke, K. R., Hinz, H., Austen, M. C. V., Somerfield, P. J. & Karakassis, I. (2006a): Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 1-14.
- 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. (2006b): Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148:110-128.

- Kakuschke, A. & Prange, A. (2007): The influence of metal pollution on the immune system a potential stressor for marine mammals in the North Sea. *Int. J. Comp. Psych.* 20: 179-193.
- Kalmijn, A. J. (1988): Hydrodynamic and acoustic field detection. - In: Atema, J., Fay, R. R., Popper, A. N. & Tavolga, W. N. (eds.), *Sensory Biology of Aquatic Animals*. Springer Verlag, Berlin: 83-130.
- Kammann, U. & Haarich, M. (2009): PAK-Metaboliten in Fischen aus der Nordsee 1999-2006. *Meeresumwelt aktuell*. Heft 2009/3: 1-8.
- Kastak, D., Schusterman, R. J., Southall, B. L. & Reichmuth, C. J. (1999): Underwater temporary threshold shift induced by octave-band noise in three species of pinniped. *J. Acoust. Soc. Am.* 106: 1142-1148.
- Kastelein, R. A. & Lavaleije, M. S. S. (1992): Foreign bodies in the stomach of a female harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the North Sea. *Aquatic Mammals* 18: 40-46.
- Kastelein, R. A., De Haan, D., Staal, C., Nieuwstraten, S. H. & Verboom, W. C. (1995): Entanglement of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in fishing nets. In *Harbour porpoises - laboratory studies to reduce bycatch* (eds. P. E. Nachtigall, J. Lien, W. W. L. Au, and A. Read). De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands: 91-156.
- Kastelein, R. A., Jennings, N., Verboom, W. C., De Haan, D. & Schooneman, N. M. (2006a): Differences in the response of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to an acoustic alarm. *Mar. Envir. Res.* 61: 363-378.
- Kastelein, R. A., van der Heul, S., Verboom, W. C., Triesscheijn, R. J. V. & Jennings, N. V. (2006b): The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behaviour of captive harbour seals (*Phoca vitulina*). *Mar. Envir. Res.* 61: 19-39.
- Kastelein, R. A., Wensveen, P. J. & Hoek, L. (2009): Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 1222-1229.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., De Jong, C. & Wensveen, P. J. (2010): The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America* 128: 3211-3222.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., Gransier, R., Wensveen, P.J., Macleod, A., Olthuis, J., Triesscheijn, R., Smink, A., Jennings, N., Terhune, J.M., De Jong, C.A.F., Jansen, E. & Verboom, W.C. (2011): Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. *SEAMARCO*, Harderwijk, NL. 20 S.
- Kastelein, R.A., van Heerden, D., Gransier, R. & Hoek, L. (2013): Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds," *Mar. Environ. Res.* 92, 206-214.
- Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L., Janssens, G., Gransier, R. & Johansson, T. (2015): Behavioral Responses of a Harbor Seal (*Phoca vitulina*) to Sonar Signals in the 25-kHz Range. *Aquatic Mammals* 41: 388-399.

- Keller, O., Lüdemann, K. & Kafemann, R. (2006): Literatur Review of Offshore Wind Farms with Regard to Fishfauna. - In: Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I. & Köppel, J. (eds.), Ecological Research on Offshore Windfarms: International Exchanges of Experience. BfN-Skripten 186: 47-129.
- Keller, V. E. (1991): Effect of human disturbance on eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. Biological Conservation 58: 213-228.
- Kempf, N. & Hüppop, O. (1996): Auswirkungen von Fluglärm auf Wildtiere: ein kommentierter Überblick. Journal für Ornithologie 137: 101-113.
- Kenny, A. J. & Rees, H. L. (1994): The Effects of Marine Gravel Extraction on the Macrobenthos: Early Post-dredging Recolonization. - Marine Pollution Bulletin 28 (7): 442-447.
- Ketten, D. R. (2012): Marine Mammal Auditory System Noise Impacts: Evidence and Incidence. In The Effects of Noise on Aquatic Life (eds. A. N. Popper and A. Hawkins), pp. 207-212: Springer Science+Business Media.
- Kindt-Larsen, L., Berg, C. W., Tougaard, J., Sørensen, T. K., Geitner, K., Northridge, S., Sveegaard, S. & Larsen, F. (2016): Identification of high-risk areas for harbour porpoise *Phocoena phocoena* bycatch using remote electronic monitoring and satellite telemetry data. Mar. Ecol. Prog. Ser. 555, 261-271.
- Kinze, C. C. (2007a): Vågehval. In: Dansk Pattedyratlas (eds. Baagøe, H. & Jensen, T.S.). Gyldendal, Kopenhagen.
- Kinze, C. C. (2007b): Hvidnæse. In: Dansk Pattedyratlas (eds. Baagøe, H. & Jensen, T.S.). Gyldendal, Kopenhagen.
- Kinze, C. C., Addink, M., Smeenk, C., Hartmann, M. G., Richards, H. W., Sonntag, R. P. & Benke, H. (1997): The white-beaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) and the white-sided dolphin (*Lagenorhynchus acutus*) in the North and Baltic Seas: Review of available information. Rep. Int. Whal. Commn. 47: 675-681.
- Klein, R. & Witbaard, R. (1993): The appearance of scars on the shell of *Arctica islandica* L. (Mollusca, Bivalvia) and their relation to bottom trawl fishery. NIOZ - Rapport, 12., Unpublished, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee.
- Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Žydelis, R., Heinänen, S., Morkunas, J., Nehls, G. & Quillfeldt, P. (2015): Red-throated Diver (*Gavia stellata*) habitat use & mobility patterns – revealed by satellite tracking. Poster 2nd World Seabird Conference, October 26-30-2015, Cape Town.
- Kloppmann, M. H. F., Böttcher, U., Damm, U., Ehrich, S., Mieske, B., Schulz, N. & Zumholz, K. (2003): Erfassung von FFH-Anhang II-Fischarten in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. (FKZ: 802 85 200). Institut für Seefischerei Hamburg, Institut für Ostseefischerei Rostock.
- Knust, R., Dalhoff, P., Gabriel, J., Heuers, J., Hüppop, O. & Wendeln, H. (2003): Untersuchungen zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore - Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee (Offshore WEA). - Abschlussbericht zum F&E Vorhaben 200 97 106. 454 S.

- Kock, K. H. (1974): Nahrungsökologische Untersuchungen an Mantelmöwen (*Larus marinus*) auf Helgoland. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 26: 88-95.
- Koffijberg, K., Laursen, K., Hälterlein, B., Reichert, G., Frikk, J. & Soldaat, L. (2015): Trends of Breeding Birds in the Wadden Sea 1991–2013. Wadden Sea Ecosystem 35: 3-51
- Komenda-Zehnder, S., Cevallos, M. & Bruderer, B. (2003): Effects of disturbance by aircraft overflight on waterbirds – an experimental approach. International Bird Strike Committee IBSC26/WP-LE2, Warschau.
- Koop, B. & Berndt, R. K. (2014): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 7: Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Koopman, H. N., Iverson, S. J. & Gaskin, D. E. (1996): Stratification and age-related differences in blubber fatty acids of the male harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). Journal of Comparative Physiology B 165: 628–639.
- Korolev, A., Kuznetsova, T. & Drozdetsky, V. (1993): Features of the Baltic herring's spawning grounds in the eastern Baltic. ICES CM 1993/J:23.
- Koschinski, S. (2011): Underwater Noise Pollution from Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine Vertebrates, and Its Mitigation. Marine Technology Society Journal 45: 80-88.
- Koschinski, S., Diederichs, A. & Amundin, M. (2008): Click train patterns of free-ranging harbour porpoises acquired via T-POD may be useful as indicators of their behaviour. Journal of Cetacean Research and Management 10: 147-155.
- Köster, F. W., Möllmann, C., Neuenfeldt, S., Vinther, M., St. John, M. A., Tomkiewicz, J., Voss, R., Hinrichsen H.-H., Mackenzie, B., Kraus, G. & Schnack, D. (2003): Fish stock development in the Central Baltic Sea (1974-1999) in relation to variability in the environment. – ICES Mar. Sci. Symp. 219: 294-306.
- Kowalik, J., Struck, A. (2016): AIS basierte Analyse von Präsenz/Abundanz einer Auswahl Forschungsschiffe in Naturschutzgebieten in Nord- und Ostsee. 7 S.
- Krause, G., Budeus, G., Gerdes, K., Schaumann, K. & Hesse, K. (1986): Frontal systems in the German Bight and their physical and biological effects. In: Nihoul, J. C. J. (eds.): Marine Interfaces Ecohydrodynamics: 119-140. Elsevier, Amsterdam.
- Krause, J., v. Drachenfels, O., Ellwanger, G., Farke, H., Fleet, D. M., Gemperlein, J., Heinicke, K., Herrmann, C., Klugkist, H., Lenschow, U., Michalczyk, C., Narberhaus, I., Schröder, E., Stock, M. & Zscheile, K. (Bund-Länder-Arbeitskreis "FFH-Berichtspflichten Meere und Küsten") (2008): Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie - 11er Lebensraumtypen: Meeresgewässer und Gezeitenzonen. 23 S.
- Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Heunks, C., van Horssen, P. W., Poot, M. J. M. & Dirksen, S. (2008): Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Progress report on fluxes and behaviour of flying birds. Noordzeewind report nr OWEZ R 231 T1 20080304. Bureau Waardenburg, Culemborg.

- Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Heunks, C., van Horssen, P. W., de Fouw, J., Collier, M., Poot, M. J. M., Beuker, D. & Dirksen, S. (2010): Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Progress report on fluxes and behaviour of flying birds covering 2007 & 2008. Noordzeewind report OWEZ R 231 T1 20100810. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Krijgsveld, K. L., Fijn, R. C., Japink, M., van Horssen, P. W., Heunks, C., Collier, M. P., Poot, M. J. M., Beuker, D. & Dirksen, S. (2011): Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Noordzeewind Rapport OWEZ R 231 T1 20111110. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Kröncke, I. (2011): Changes in Dogger Bank macrofauna communities in the 20th century caused by fishing and climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94: 234-245.
- Krüger, T. & Garthe, S. (2001): Flight altitudes of coastal birds in relation to wind direction and speed. *Atlantic Seabirds* 3: 203-216.
- Krüger, T. & Nipkow, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 8. Fassung, Stand 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/2015: 182-260.
- Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S. & Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 48: 1-552.
- Kubetzki, U. (2001): Zum Bestandsrückgang der Sturmmöwe (*Larus canus*) an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste – Ausmaß, Ursachen und Schutzkonzepte. *Corax* 18: 301-323.
- Kubetzki, U. & Garthe, S. (2003): Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Marine Biology* 143: 199-207.
- Kubetzki, U., Garthe, S. & Hüppop, O. (1999): The diet of Common Gulls *Larus canus* breeding on the German North Sea coast. *Atlantic Seabirds* 1: 57-70.
- Kubetzki, U., Garthe, S., Fifield, D., Mendel, B. & Furness, R. W. (2009): Individual migratory schedules and wintering areas of northern gannets. *Marine Ecology Progress Series* 391: 257-265.
- Kühn, S., Rebolledo, E. L. B. & van Franeker, J. A. (2015): Deleterious effects of litter on marine life. In: Bermann, M., Gutow, L. & Klages, M. (eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, Springer Open, Cham: 75-116.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez R. (2014): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR), 216 S.
- Lagardère, J.P. (1982). Effects of noise on growth and reproduction of Crangon crangon in rearing tanks. *Marine Biology* 71:177-185
- Laist, D. W., Knowlton, A. R., Mead, J. G., Collet, A. S. & Podesta, M. (2001): Collisions between ships and whales. *Mar. Mamm. Sci.* 17: 35-75.

- Lambert, E., Pierce, G. H., Hall, K., Brereton, T., Dunn, T., Wall, D., Jepson, P. D., Deaville, R. & McLeod, C. D. (2014): Cetacean range and climate in the eastern North Atlantic: future predictions and implications for conservation. *Global Change Biology* 20, 1782-1793.
- LANA (2001): Mindestanforderungen für die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen und Arten sowie die Überwachung. Beschluss 81. LANA-Sitzung. Internet: https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/030306_lana.pdf (letzter Zugriff am 20.02.2017)
- Landespolizei SH (2014): Ehepaar vermutlich durch Phosphor am Strand von St. Peter Ording verletzt. <http://www.presseportal.de/polizeipresse/pm/43800/2846608/wsp-sh-ehepaar-vermutlich-durch-phosphor-am-strand-von-st-peter-ording-verletzt>, Abfrage: 25.11.2014.
- Lang, T. (2002): Untersuchungen zu biologischen Schadstoffeffekten bei Nordseefischen: Langzeitdaten zum Auftreten von Lebertumoren bei der Kliesche (*Limanda limanda*). Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung, Band 49 (1):13-19.
- Laursen, K., Pihl, S., Durinck, J., Hansen, M., Skov, H., Frikk, J. & Danielsen, F. (1997): Numbers and distribution of waterbirds in Denmark 1987-1989. *Danish Review of Game Biology* 15 (1).
- Lavers, J. L., Bond, A. L. & Hutton, I. (2014): Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution* 187: 124-129.
- LBEG (2002): Planfeststellungsbeschluss des Landesbergamtes Clausthal-Zellerfeld für die Zulassung des Rahmenbetriebsplans für den Abbau von Kies und Sand aus dem Feld Weiße Bank im Festlandsockel der deutschen Nordsee der Bundesrepublik Deutschland im Land Schleswig-Holstein.
- LBEG (2004): für die Zulassung des Rahmenbetriebsplans für den Abbau von Kies und Sand aus dem Feld OAM III im Festlandsockel der deutschen Nordsee der Bundesrepublik Deutschland in der Zuständigkeit des Landes Schleswig-Holstein.
- LBEG (2008): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland 2007. <http://www.lbeg.niedersachsen.de> (Stand: 29.06.2016).
- LBEG (2011): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland 2010. <http://www.lbeg.niedersachsen.de> (Stand: 29.06.2016).
- LBEG (2015): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland 2014. <http://www.lbeg.niedersachsen.de> (Stand: 29.06.2016).
- LBEG (2016a): Kohlenwasserstoff-Fachinformationssystem (KW-FIS) <http://www.lbeg.niedersachsen.de> (Stand: 29.06.2016) (Stand: 29.06.2016).
- LBEG (2016b): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland 2015. <http://www.lbeg.niedersachsen.de/erdoel-erdgas-jahresbericht/jahresbericht-erdoel-und-erdgas-in-der-bundesrepublik-deutschland-936.html><http://www.lbeg.niedersachsen.de> (Stand: 29.06.2016).

- LBEG (2017): NIBIS® - Kartenserver. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/> Letzte Abfrage am 03.04.2017. Karten und Daten des Niedersächsischen Bodeninformationssystems. Darstellung der Salzstockkarte mit Genehmigung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- Le Bohec, C., Durant, J. M., Gauthier-Clerc, M., Stenseth, N. C., Park, Y.-H., Pradel, R., Grémillet, D., Gendner, J.-P. & Le Maho, Y. (2008): King penguin population threatened by Southern Ocean warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 2493-2497.
- Learmonth, J. A., MacLeod, C. D., Santos, M. B., Pierce, G. J., Crick, H. Q. P. & Robinson, R. A. (2006): Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology* 44: 431-464.
- Leonhard, S. B., Skov, H., Jansen, J., Closter, R. M., Mohlenberg, F., Pedersen, J., Madsen, K. M., Grøn, P. N., Christensen, J. & Nygård, K. (2012): Food resources for Common Scoter. Horns Reef Monitoring 2009-2010. Orbicon, DHI, Wageningen IMARES, report to DONG Energy.
- Leopold, M. F. & Camphuysen, C. J. (2008): Local Birds in and around the Offshore Wind Park Egmond aan Zee (OWEZ) (T1). Noordzeewind Rapport OWEZ R 221 T1 20080201. Imares, Wageningen.
- Leopold, M. F. & Camphuysen, C. J. (2009): Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? NoordzeeWind Rapport OWEZ R 221 T1 20080201.
- Leopold, M. F. & Meesters, E. H. W. G. (2015): Not all harbour porpoises are equal: which factors determine what individual animals should, and can eat? In: Leopold, M. F.: Eat or be eaten: porpoise diet studies. Dissertation. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands: 28–55.
- Leopold, M. F., van der Werf, B., Ries, E. H. & Reijnders, P. J. H. (1997): The importance of the North Sea for winter dispersal of harbour seals *Phoca vitulina* from the wadden sea. *Biol. Conserv.* 81: 92-102.
- Leopold, M. F., Dijkman, E. M., Teal, L. & OWEZ-Team (2011): Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T0 & T1, 2002-2010). Noordzeewind Rapport OWEZ R 221 T1 20111220. Imares, Wageningen.
- Leopold, M. F., van Bemmelen, R. S. A. & Zuur, A. F. (2013): Responses of local birds to the offshore wind farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. Report C151/12, Imares, Wageningen.
- Leopold, M. F., Boonman, M., Collier, M. P., Davaasuren, N., Fijn, R. C., Gyimesi, A., de Jong, J., Jongbloed, R. H., Poerink, B. J., Kleyheeg-Hartman, J. C., Krijgsveld, K. L., Lagerveld, S., Lensink, R., Poot, M. J. M., van der Wal, J. T. & Scholl, M. (2014): A first approach to deal with cumulative effects on birds and bats of offshore windfarms and other human activities in the Southern North Sea. IMARES report no. C166/14, Wageningen.
- Liebschner, A., Hanke, W., Sauerland, M., Miersch, L. & Dehnhardt, G. (2005): Sensitivity of a tucuxi (*Sotalia fluviatilis guianensis*) to airborne sound. *Journal of the Acoustical Society of America* 117: 436- 441.

- Lindeboom, H. J. & De Groot, S. J. (1998): The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. - NIOZ-Rapport 1198-1: 404 S.
- Linnenschmidt, M., Teilmann, J., Akamatsu, T., Dietz, R. & Miller, L. A. (2013): Biosonar, dive and foraging activity of satellite tracked harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Mar. Mamm. Sci. 29 (2), 77-97.
- Lockyer, C. & Kinze, C.C. (2003): Status, ecology and life history of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. NAMMCO Scientific Publications 5: 143-176.
- Löhmer, K. & Vauk, G. (1969): Nahrungsökologische Untersuchungen an übersommernden Silbermöwen (*Larus argentatus*) auf Helgoland im August/September 1967. Bonner Zoologische Beiträge 20: 110-124.
- Love, M. S., Nishimoto, M. M., Scott, C. & Bull, A.S. (2015): Identical Response of Caged Rock Crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to Energized and Unenergized Undersea Power Cables in Southern California, USA, " Bulletin of the Southern California Academy of Sciences 114 (1): 33-41.
- Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & Westernhagen v. H. (2003): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen Hamburg, S.169
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P. A. & Blanchet, M. A. (2009): Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. J. Acoust. Soc. Am. 125: 4060-4070.
- Lunneryd, S. G., Königson, S. & Sjöberg, N. B. (2004): Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket (By-catch of seals, harbour porpoises and birds in Swedish commercial fisheries). Fiskeriverket (Swedish Board of Fisheries), Göteborg. 21 S.
- Lyssikatos, M. C. (2015): Estimates of Cetacean and Pinniped Bycatch in Northeast and Mid-Atlantic Bottom Trawl Fisheries, 2008-2013. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Northeast Fisheries Science Center, Woods Hole. 20 S.
- MacFadyen, G., Huntington, T. & Cappell, R. (2009): Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 2009 No.523: 115 S.
- MacLeod, C. D. (2009): Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. Endangered Species Research 7: 125-136.
- MacLeod, C. D., Pierce, G. J. & Santos, M. B. (2007a): Starvation and sandeel consumption in harbour porpoises in the Scottish North Sea. In: Thompson, P., Ingram, S., Lonergan, M., Northridge, S., Hall, A. & Wilson, B.: Climate change causing starvation in harbour porpoises? Biology Letters 3: 535-536.
- MacLeod, C. D., Santos, M. B., Reid, R. J., Scott, B. E. & Pierce, G. J. (2007b): Linking sandeel consumption and the likelihood of starvation in harbour porpoises in the Scottish North Sea: could climate change mean more starving porpoises? Biology Letters doi:10.1098/rsbl.2006.0588.

- Madhusree, B., Tanabe, S., Oeztuerk, A. A., Tatsukawa, R., Miyazaki, N., Oezdamar, E., Aral, O., Samsun, O. & Oeztuerk, B. (1997): Contamination by butyltin compounds in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Black Sea. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 359: 244-248.
- Madsen, F. J. (1957): On the food habits of some fish-eating birds in Denmark. *Danish Review of Game Biology* 3: 19-83.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. (2006): Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309: 279-295.
- Maes, P., Jangoux, M., & Fenaux, L. (1986): La maladie de l'oursin-chauve': Ultrastructure des lésions et caractérisation de leur pigmentation. *Annales de l'Institut Océanographique. Nouvelle série*, 62: 37-45.
- Marggraf, R., Sauer, U., Lauterbach, F. R., Brandt, A., Dickow, M. C., Voßen, D., & Weppe, B. (2011): Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL). Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 283 S.
- Markones, N. (2003): Multivariate Analyse des Vorkommens von Seevögeln in der Deutschen Bucht (Nordsee). Diplomarbeit Universität Kiel.
- Markones, N. (2007): Habitat selection of seabirds in a highly dynamic coastal sea: temporal variation and influence of hydrographic features. Dissertation Universität Kiel.
- Markones, N. & Garthe, S. (2011): Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000 in den Jahren 2004 bis 2009. *Corax* 22: 11-50.
- Markones, N., Guse N., Hüppop O. & Garthe S. (2009): Unchanging diet in a stable colony: contemporary and past diet composition of black-legged kittiwakes *Rissa tridactyla* at Helgoland, south-eastern North Sea. *Helgoland Marine Research* 63: 199-206.
- Markones, N., Dierschke, V. & Garthe S. (2010): Seasonal differences in at-sea activity of seabirds underline high energetic demands during the breeding period. *Journal of Ornithology* 151: 329-336.
- Markones, N., Guse, N., Borkenhagen, K., Schwemmer, H. & Garthe, S. (2015): Seevogel-Monitoring 2014 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Vilm.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M. (2009): Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66 : 746-753.
- Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D. & Furness, R. W. (2010): Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms among breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1085-1091.
- Maske, H. (1994): Long-term trends in seston and chlorophyll a in Kiel Bight, Western Baltic. *Continental Shelf Research* 14 (7/8): 791-801.

- Matthiopoulos, J., McConnell, B., Duck, C. & Fedak, M. (2004): Using satellite telemetry and aerial counts to estimate space use by grey seals around the British Isles. *J. Appl. Ecol.* 41: 476-491.
- Maul, A. M. (1994): Ernährungsweisen und Brutbiologie der Dreizehenmöwe *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758) auf Helgoland. Diplomarbeit Universität Graz.
- May, J. (2008): North Hoyle Offshore Wind Farm. Final annual FEPA monitoring report (2006-7) & Five year monitoring programme summary. NWP Offshore Ltd.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J. & Popper, A.N. (2003): High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J. Acoust Soc Am* 113: 638-642.
- McConnell, B. J., Fedak, M. A., Lovell, P. & Hammond, P. S. (1999): Movements and foraging areas of grey seals in the North Sea. *J. Appl. Ecol.* 36: 573-590.
- McCormack, D., McGovern, S., Goodship, N., Barlow, E., Rowlands, N. & Rehfish, M. (2013): Aerial bird surveys in the Outer Thames Estuary SPA. APEM Scientific Report for Natural England, Stockport.
- McKenna, M. F., Ross, D., Wiggins, S. M. & Hildebrand, J. A. (2012): Underwater radiated noise from modern commercial ships. *J. Acoust. Soc. Am.* 131, 92-103.
- McKenna, M. F., Wiggins, S. M. & Hildebrand, J. A. (2013): Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports* 3, 1-10.
- Meissner, K. & Sordyl, H. (2006): Literatur Review of Offshore Wind Farms with Regard to Benthic Communities and Habitats. - In: Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I. & Köppel, J. (eds.), *Ecological Research on Offshore Windfarms: Internationals Exchanges of Experience*. BfN-Skripten 186: 1-45.
- Meissner, K., Schabelon, H., Bellebaum, J. BELLEBAUM & Sordyl, H. (2006): Impacts of submarine cables on the marine environment - A literature review -. - (Prepared for Federal Agency of Nature Conservation (BfN)) Institute of Applied Ecology Ltd (IfAO), Neu Broderstorf, 88 S.
- Mendel, B. & Garthe, S. (2016): Offshore Windparks: Himmel oder Hölle für Helgoländer Brutvögel? Poster Jahrestagung 2016 der Deutschen Ornithologen-gesellschaft, Stralsund.
- 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. 437 S.
- Mendel, B., Kotzerka, J., Müller, S. & Garthe, S. (2013): Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Zwischenbericht StUKplus, FTZ Westküste, Büsum.

- Mendel, B., Sonntag, N., Sommerfeld, J., Kotzerka, J., Müller, S., Schwemmer, H., Schwemmer, P. & Garthe S. (2015): Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). FTZ Westküste, Büsum.
- Merck, T. & von Nordheim, H. (2000): Mögliche Probleme von Offshore-Windenergieanlagen aus Naturschutzsicht. Technische Eingriffe in marine Lebensräume. Tagungsband. BfN-Skripten 29.
- Meyer, I. (2014): Interview mit Diplom-Ingenieur Edzards von der Flugplatz Emden GmbH - "Mittelfristig werden wir eine weitere Hangar-Halle bauen". Wirtschaftsecho 123. S. 5. Link: <http://www.wirtschaftsecho.net/files/wirtschaftsecho-1501-s1-20.pdf> (01.08.2017)
- Mitchell, P. I., Newton, S. F., Ratcliffe, N. & Dunn, T. E. (2004): Seabird Populations of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London.
- Mitschke, A., Garthe, S. & Hüppop, O. (2001): Erfassung der Verbreitung, Häufigkeiten und Wanderungen von See- und Wasservögeln in der deutschen Nordsee und Entwicklung eines Konzeptes zur Umsetzung internationaler Naturschutzziele. BfN-Skripten 34: 1-100.
- Møller, G. & Wichert, U. (2010): Abbildung 3: Ehemalige Minensperren in der Nordsee In: Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N.-P., Sternheim, J., Wichert, U. & Wöhler, J.: Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer – Bestandsaufnahme und Empfehlung. Ergebnisbericht im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms. 174 S.
- Moore, M. J., van der Hoop, J., Barco, S. G., Costidis, A. M., Gulland, F. M., Jepson, P. D., Moore, K. T., Raverty, S. & McLellan, W. A. (2013): Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. Dis. Aquat. Org. 103: 229-264.
- Morizur, Y., Berrow, S. D., Tregenza, N. J. C., Couperus, A. S. & Pouvreau, S. (1999): Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the northeast Atlantic. Fisheries Research 41: 297-307.
- Müller, H. (2010): Windparks auf See beflügeln den Emden Flugplatz. Ostfriesen-Zeitung (Artikel veröffentlicht am 15.01.2010).
- Müller, S., Lehnert, K., Seibel, H., Driver, J., Ronnenberg, K., Teilmann, J., Van Elk, C., Kristensen, J., Everaarts, C. & Siebert, U. (2013): Evaluation of immune and stress status in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*): can hormones and mRNA expression levels serve as indicators to assess stress? BMC Veterinary Research 9: 145 S.
- Mullet, T. C., Farina, A., & Gage, S. H. (2017): The Acoustic Habitat Hypothesis: An Ecoacoustics Perspective on Species Habitat Selection. Biosemiotics, 1-18.
- Muus J. & Nielsen G. (1999): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik, Franck-Kosmos Verlags GmbH & Co, Stuttgart. 336 S.
- Narberhaus, I., Krause, J. & Bernitt, U. (2012): Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee: Empfindlichkeiten gegenüber anthropogenen Nutzungen und den Effekten des Klimawandels. Naturschutz und Biologische Vielfalt 116: 674 S.

- Nehls, G. (1998): Bestand und Verbreitung der Trauerente *Melanitta nigra* im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. Seevögel 19: 19-22.
- Nehring, S. (2011): Bund/Länder Arbeitsgruppe legt ersten Bericht über »Munitionsaltlasten im Meer« vor: Gefahr erkannt! – Gefahr gebannt? Waterkant 4-11: 23-25.
- Nettleship, D. N. & Birkhead, T. R. (1985): The Atlantic Alcidae: the evolution, distribution, and biology of the auks inhabiting the Atlantic Ocean and adjacent water areas. Academic Press. 574 p.
- Neubauer, W. (1998): Habitatwahl der Flussseseschwalbe *Sterna hirundo* in Ostdeutschland. Vogelwelt 119: 169-180.
- Neudecker, T. & Damm, U. (2005): Maifische an der deutschen Nordseeküste - zum Auftreten von Finte (*Alosa fallax*) und Alse (*Alosa alosa*). Informationen aus der Fischereiforschung 52: 43-50.
- Neumann, H., de Boois, I., Kröncke, I. & Reiss, H. (2013): Climate change facilitated range expansion of the non-native angular crab *Goneplax rhomboids* into the North Sea. Marine Ecology Progress Series 484: 143-153.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., Robinson, J. E., Simpson, N. M., Pearce, B. & Reeds, K. A. (2004): Impacts of Overboard Screening on Seabed and Associated Benthic Biological Community Structure in Relation to Experimental Marine Aggregate Extraction. Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Minerals Industry Research Organisation (MIRO). Project No SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Limited, St. Ives, Cornwall. 152 pp.
- Niedernostheide, N. (1996): Vergleichende nahrungsökologische Untersuchungen an Fluss- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo* und *S. paradisaea*) auf Nigehörn und Scharhörn (Elbmündung). Seevögel 17: 40-45.
- Niermann, U., E. Bauerfeind, W., Hickel & von Westernhagen, H. (1990): The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. Neth. J. Sea. Res. 25 (1-2): 215-226.
- Nieukirk, S.L., Mellinger, D.K., Moore, S.E., Klinck, K., Dziak, R.P. & Goslin, J. (2012): Sounds from airguns and fin whales recorded in the mid-Atlantic Ocean, 1999–2009. J. Acoust. Soc. Am. 131 (2): 1102–1112.
- Nixon, S. W. (1995): Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. Ophelia 41: 199-219.
- NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. – FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Riffe. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 12 S., unveröff.
- NOAA (2016a): Report on Marine Debris Impacts on Coastal and Benthic Habitats. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. 26 p.

- NOAA (2016b): Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing - Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Silver Spring. 178 p.
- Noordhuis, R. & Spaans, A. L. (1992): Interspecific competition for food between Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gull *L. fuscus* in the Dutch Wadden Sea area. *Ardea* 80: 115-132.
- Nordheim, H. von, Boedeker, D. & Krause, K. (Hrsg.) (2006): Progress in Marine Conservation in Europe - NATURA 2000 Sites in German Offshore Waters. Berlin, (Springer), 263 S.
- NRC (2005): Marine Mammal Populations and Ocean Noise. National Research Council of the National Academies. The National Academies Press, Washington DC, 126 S.
- O'Brien, K., Hänninen, J., Kanerva, T., Metsärinne, L. & Vuorinen, I. (2003): Macrozoobenthic zonation in relation to major environmental factors across the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 8: 159–170.
- O'Brien, S. H., Wilson, L. J., Webb, A. & Cranswick, P. A. (2008): Revised estimate of numbers of wintering Red-throated Divers *Gavia stellata* in Great Britain. *Bird Study* 55: 152-160.
- OAM (2016): Fragen und Antworten zum Kiesabbau in Nord- und Ostsee. <http://www.oam-deme.eu/faq1.php> (Stand 28.06.2016).
- Olesiuk, P. F., Nichol, L. M., Sowden, M. J. & Ford, J. K. B. (2002): Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science* 18: 843-862.
- Olsen, O. T. (1883): Piscatorial Atlas of the North Sea, English and George's Channels. Illustrating the fishing ports, boats, gear, species of fish (how, where and when caught) and other information concerning fish and fisheries.). - Taylor and Francis London, London, UK: o. S.
- Olsen, E. & Holst, C. (2001): A note on common minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) diets in the Norwegian Sea and the North Sea. *J. Cetacean Res. Manage.* 3: 179-183.
- Olsen, M. T., Andersen, L. W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegismund, H. R. (2014): Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology* 23: 815-832.
- Olsson, P.E., Borg, B., Brunström, B., Håkansson, H. & Klasson-Wehler, E. (1998): Endocrine disrupting substances – Impairment of reproduction and development. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm. 150 S.
- ORCA (unveröff. Daten): ORCA Brittany Centre, Portsmouth, U.K.: <http://www.orcaweb.org.uk> (27.02.2017).

- Orthmann, T. (2000): Telemetrische Untersuchungen zur Verbreitung, zum Tauchverhalten und zur Tauchphysiologie von Seehunden *Phoca vitulina vitulina*, des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, Germany.
- Osinga, N., Shahi Ferdous, M. M., Morick, D., Garcia Hartmann, M., Ulloa, J. A., Vedder, L., de Haes, H. A. U., Brakefield, P. M., Osterhaus, A. D. M. E. & Kuiken, T. (2012): Patterns of Stranding and mortality in common seals (*Phoca vitulina*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Netherlands between 1979 and 2008. J. Comp. Path. 147: 550-565.
- OSPAR Commission (2000): Regional Quality Status Report II. Greater North Sea. Chapter 3: Human activities. OSPAR Commission, London.
- OSPAR Commission (2008a): List of Threatened and/or Declining Species and Habitats (Reference Number: 2008-6). OSPAR Commission, London.
- OSPAR Commission (2008b): Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities. - Biodiversity Series 370/2008, 50 S.
- OSPAR Commission (2009): Assessment of the environmental impacts of cables. - Biodiversity Series No. 437, 18 S.
- OSPAR Commission (2010a): Background Document for Seapen and burrowing megafauna communities. Biodiversity Series. – OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic: 27 p.
- OSPAR Commission (2010b): Quality status report. London: OSPAR Commission. OSPAR Commission, London.
- OSPAR Commission (2012): Guidelines on Best Environmental Practice (BEP) in Cable Laying and Operation. Agreement 2012-2: 18 S.
- OSPAR Commission (2014): Assessment of the OSPAR report on discharges, spills and emissions to air from offshore oil and gas 2010-2012. OSPAR Commission, London. 24 S.
- OSPAR Commission (2016): Annual report on discharges of radioactive substances from the non-nuclear sector in 2014. Radioactive Substances Series. 20 S.
- OSPAR/HELCOM (2003): Towards an Ecosystem approach to the Management of Human Activities - Statement on the Ecosystem Approach to the Management of Human Activities on the first joint ministerial meeting of the Helsinki and OSPAR Commissions (JMM) Bremen: 25.-26.06.2003.
- Otani, S., Naito, Y., Kawamura, A., Kawasaki, M., Nishiwaki, S. & Kato, A. (1998): Diving behavior and performance of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in Funka Bay, Hokkaido, Japan. Marine Mammal Science 14(2): 209-220.
- Ouwehand, J., Leopold, M. F. & Camphuysen, K. C. J. (2004): A comparative study of the diet of guillemots *Uria aalge* and razorbills *Alca torda* killed during the tricolor oil incident in the south-eastern North Sea in January 2003. Atlantic Seabirds 6: 147-164.
- Pálsson, Ó. K., Gunnlaugsson, Þ. & Ólafsdóttir, D. (2015): By-catch of sea birds and marine mammals in Icelandic fisheries. Hafrannsóknir 178: 1-21.

- Parrett, A. (1998): Pollution impacts on North Seafish stocks. European Commission Directorate General XIV-Fisheries, Ref. 96-083. 122 pp.
- Pedersen, J. & Hislop, J. R. (2001): Seasonal variations in the energy density of fishes in the North Sea. *J. Fish Biol.*: 380-389.
- Pedersen, S. A., Fock, H. O. & Sell, A. F. (2009): Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Mar. Policy* 33 (4): 571-590.
- Pehlke, H., Nehls, G., Bellmann, M., Gerke, P., Diederichs, A., Oldeland, J., Grunau, C., Witte, S. & Rose, A. (2013): Entwicklung und Erprobung des Großen Blasen-schleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten (Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFF BW II) - Schlussbericht. ITAP, Hydro-technik Lübeck, BioConsultSH, Husum. 240 S.
- Percival, S. (2009): Kentish Flats Offshore Wind Farm: Review of monitoring of Red Throated Divers 2008-2009. Report to Vattenfall Wind Power. Ecology Consulting, Durham.
- Percival, S. (2011): Kentish Flats Offshore Wind Farm Extension. Environmental Statement. Section 9: Offshore Ornithology. IPC Document Ref 4.2.9. Ecology Consulting on behalf of Vattenfall Wind Power.
- Percival, S. (2013): Thanet Offshore Wind Farm Ornithological Monitoring 2012-2013. Report commissioned by Thanet Offshore Wind Ltd., Ecology Consulting, Durham.
- Perrin, W. F., Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (2009): Encyclopedia of marine mammals. 2nd edition. Academic Press: Amsterdam. 1352 p.
- Perrow, M. R., Harwood, A. J. P., Berridge, R. & Skeate, E. R. (2015): Avoidance of an offshore wind farm by a breeding seabird has implications for the offshore renewables industry. In: Köppel, J. & Schuster, E. (eds.): Conference on wind energy and wildlife impacts. Book of Abstracts. Berlin Institute of Technology, Berlin. 52 p.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R. & Reynolds, J. D. (2005): Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308: 1912-1915.
- Petersen, I. K. & Fox, A. D. (2007): Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. NERI Report. Commissioned by Vattenfall A/S, Århus. 36 pp.
- 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. ERI Report Commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S National environmental Research Institute, Kalø. 161 p.
- Petersen, I. K., Nielsen, R. D. & Mackenzie, M. L. (2014): Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Report commissioned by DONG Energy. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

- Pezzolesi, L., Cucchiara, E., Guerrini, F., Pasteris, A., Galletti, P., Tagliavini, E., Totti, C. & Pistocchi, R. (2010): Toxicity evaluation of *Fibrocapsa japonica* from the Northern Adriatic Sea through a chemical and toxicological approach. *Harmful Algae*: 9:504-514.
- Pfeifer, G. (2003): Die Vögel der Insel Sylt. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum. 807 S.
- Pfeiffer, F. (2012): Changes in Properties of Explosives Due to Prolonged Seawater Exposure. *Marine Technology Society Journal* 46: 102-110.
- Pierce, G. J., Santos, M. B., Reid, R. J., Patterson, I. A. P. & Ross, H. M. (2004): Diet of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in Scottish (UK) waters with notes on strandings of this species in Scotland 1992–2002. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 84, 1241-1244.
- Pirotta, E., Laesser, B. E., Hardaker, A., Riddoch, N., Marcoux, M. & Lusseau, D. (2013): Dredging displaces bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch. *Mar. Poll. Bull.* 74: 396-402.
- Pirotta, E., Brookes, K. L., Graham, I. M. & Thompson, P. M. (2014): Variation in harbour porpoise activity in response to seismic survey noise. *Biol. Lett.* 10 (5).
- Poloczanska, E. S., Cook, R.M., Ruxton, G.D. & Wright, P.J. (2004): Fishing vs. natural recruitment variation in sandeels as a cause of seabird breeding failure at Shetland: a modelling approach. *ICES Journal of Marine Science* 61: 788-797.
- Poot, M. J. M., van Horssen, P. W., Collier, M. P., Lensink, R. & Dirksen, S. (2011): Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. Noordzeewind Rapport OWEZ R 212 T1 20111118. Bureau Waardenburg, Culemborg. 246 p.
- Porte, C., Janer, G., Lorusso, L. C., Ortiz-Zarragoitia, M., Cajaraville, M. P., Fossi, M. C. & Canesi, L. (2006): Endocrine disruptors in marine organisms: Approaches and perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 143: 303-315.
- Prüter, J. (1986): Das Vorkommen der häufigen Möwenarten (Laridae) im Seegebiet der Deutschen Bucht – Ergebnisse mehrjähriger Planbeobachtungen auf der Forschungsplattform „Nordsee“. *Seevögel* 7: 13-20.
- Prüter, J. (1988): Weitere Untersuchungen zur Ernährung von Mantel- (*Larus marinus*) und Silbermöwe (*Larus argentatus*) bei Helgoland im Winterhalbjahr. *Seevögel* 9, Sonderband: 79-91.
- Prüter, J. (1989): Phänologie und Ernährungsökologie der Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*)-Brutpopulation auf Helgoland. *Ökologie der Vögel* 11: 189-200.
- Prüter, J., Sahmow, A. & Vauk-Hentzelt, E. (1988): Untersuchungen zur Ernährung der Silbermöwe (*Larus argentatus*) auf der Insel Scharhörn (Elbmündung) während der Brutzeit. *Seevögel* 9: 56-58.
- Queste, B. Y., Fernand, L., Jickells, T. D. & Heywood, K. J. (2013): Spatial extent and historical context of North Sea oxygen depletion in August 2010. *Biogeochemistry* 113, 53-68.
- Queste, B. Y., Fernand, L., Jickells, T. D., Heywood K. J. & Hind, A. J. (2015): Drivers of summer oxygen depletion in the central North Sea. *Biogeosciences Discuss.* 12: 8691-8722.

- Quignard, J.-P. & Douchement, C. (1991): *Alosa fallax fallax* (Linnaeus 1758). In: Hoestlandt, H. (Ed.): The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. – Wiesbaden (AULA-Verlag): 225-253.
- Rachor, E. & Nehmer, P. (2003): Erfassung und Bewertung ökologisch wertvoller Lebensräume in der Nordsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ 899 85 310 BfN. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 175 S.
- Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik, P., Krieg, H.-J., Krone, R., Nehmer, P., Reichert, K., Reiss, H., Schröder, A., Witt, J. & Zettler, M. L. (2013): Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. In: Becker, N., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Nehring, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2): 81-176.
- Rasmussen, M. H., Miller, L. A. & Au, W. W. L. (2002): Source levels of clicks from free-ranging white-beaked dolphins (*Lagenorhynchus albirostris* Gray 1846) recorded in Icelandic waters. J. Acoust. Soc. Am. 111: 1122-1125.
- Rassmus, J., Brüning, H., Kleinschmidt, V., Reck, H. & Dierßen, K. (2001): Entwicklung einer Arbeitsanleitung zur Berücksichtigung der Wechselwirkungen in der Umweltverträglichkeitsprüfung. - (Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 297 13 180) 135 S.
- Read, A. J. & Gaskin, D. E. (1990): Changes in growth and reproduction of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the Bay of Fundy. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47: 2158-2163.
- Read, A. J. & Hohn, A. A. (1995): Life in the fast lane: the life history of harbour porpoises from the Gulf of Maine. Marine Mammal Science 11: 423-440.
- Rebolledo, E. L. B., Van Franeker, J. A., Jansen, O. E. & Brasseur, S. M. J. M. (2013): Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. Marine Pollution Bulletin 67: 200-202.
- Reeder, D. B. & Chiu, C.-S. (2010): Ocean acidification and its impact on ocean noise: Phenomenology and analysis. Journal of the Acoustical Society of America 128: EL137. doi: <http://dx.doi.org/10.1121/1.3431091>
- Rees, T. (2003) "C-Squares", a new spatial indexing system and its applicability to the description of oceanographic datasets. Oceanography 16: 11-19.
- Reid, J. B., Evans, P. G. H. & Northridge, S. P. (2003): Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee. 1-75 pp.
- Reijnders, P. J. H. (1992): Harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the North Sea: numerical responses to changes in environmental conditions. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 26, 75-85.
- Reijnders, P. J. H., Verriopoulos, G. & Brasseur, S. M. J. M. (1997): Status of Pinnipeds Relevant to the European Union. Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO): Wageningen, the Netherlands. 195 p.

- Reijnders, P. J. H., Brasseur, S. M. J. M., Borchardt, T., Camphuysen, C. J., Czeck, R., Gilles, A., Jensen, L. F., Leopold, M., Lucke, K., Ramdohr, S., Scheidat, M., Siebert, U. & Teilmann, J. (2009): Marine Mammals. Thematic Report No. 20. In: Marencic, H. & de Vlas, J. (eds.): Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Reijnders, P. J. H., Brasseur, S. M. J. M., Tougaard, S., Siebert, U., Borchardt, T. & Stede, M. (2010): Population development and status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Wadden Sea. NAMMCO Sci. Publ. 8, 95-105.
- Reineking, B. & Vauk, G. (1982): Seevögel – Opfer der Ölpest. Niederelbe-Verlag H. Huster, Otterndorf. 143 S.
- Reiss, H., Greenstreet S.P.R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F. et al. (2009): Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. Marine Ecology Progress Series 394: 201–213.
- Reyes, J. C. (1991): The conservation of small cetaceans: a review. Report prepared for the Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. UNEP/CMS, Bonn.
- Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C. I. & Thomson, D. H. (1995): Marine mammals and noise. Academic Press, New York. 576 S.
- Riecken, U., Ries, U. & Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41: 184.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 34: 318 S.
- Rijnsdorp, A. (2015): Flyshoot visserij in relatie met de instelling van bodem beschermende maatregelen voor het Friese Front en de Centrale Oestergronden. IJmuiden: IMARES, 2015 (Rapport / IMARES Wageningen UR C065/15). 23 S.
- Risch, D., Castellote, M., Clark, C. W., Davis, G. E., Dugan, P. J., Hodge, L. E. W., Kumar, A., Lucke, K., Mellinger, D. K., Nieukirk, S. L., Popescu, C. M., Ramp, C., Read, A. J., Rice, A. N., Silva, M. A., Siebert, U., Stafford, K. M., Verdaat, H. & Van Parijs, S. M. (2014): Seasonal migrations of North Atlantic minke whales: novel insights from large-scale passive acoustic monitoring networks. Movement Ecology 2: 1-17.
- Roberts, L. (2015): Behavioural responses by marine fishes and macroinvertebrates to underwater noise. Dissertation, University of Durham; Bangor University. 280 S.
- Roberts, C., Smith, C., Tillin, H. & Tyler-Walters, H. (2010): Evidence. Review of existing approaches to evaluate marine habitat vulnerability to commercial fishing activities. Environment agency. 150 S.
- Roberts, L., Cheesman, S., Elliott, M. & Breithaupts, T. (2016): Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 474: 185-194.
- Rojek, N. A., Parker, M. W., Carter, H. R. & McChesney, G. J. (2007): Aircraft and vessel disturbances to Common Murres *Uria aalge* at breeding colonies in central California, 1997-1999. Marine Ornithology 35: 61-69.

- Ronconi, R. A. & St. Clair C. C. (2002): Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (*Cephus grylle*) in the Bay of Fundy. *Biological Conservation* 108: 265-271.
- Rönkä, M. T. H., Saari, C.L.V., Lehtikoinen, E.A., Suomela, J. & Häkkinen, K. (2005): Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici* 42: 587-602.
- Roos, A. M., Bäcklin, B. M. V. M., Helander, B. O., Riget, F. F. & Eriksson, U.C. (2012): Improved reproductive success in otters (*Lutra lutra*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants. *Env. Poll.* 170: 268-275.
- Ross, P. S., De Swart, R. L., Addison, R. F., Van Loveren, H., Vos, J. G. & Osterhaus, A. D. M. E. (1996): Contaminant-induced immunotoxicity in harbour seals: wildlife at risk? *Toxicology* 112: 157-169.
- Rumohr, H., Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. (1996): Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. *Archive of Fishery and Marine Research* 44: 179-214.
- Ruser, A., Dähne, M., Sundermeyer, J., Lucke, K., Houser, D. S., Finneran, J. J., Driver, J., Pawliczka, I., Rosenberger, T. & Siebert, U. (2014): In-Air Evoked Potential Audiometry of Grey Seals (*Halichoerus grypus*) from the North and Baltic Seas. *PLOS one* 9, e90824.
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D. W., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L. & McConnell, B. J. (2016): Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J. Appl. Ecol.* doi: 10.1111/1365-2664.12678: 1-11.
- Ryg, M., Lydersen, C., Knutsen, L.Ø., Bjørge, A., Smith, T. G. & Øritsland, N. A. (1993): Scaling of insulation in seals and whales. *J. Zool.* 230 (2): 193-206.
- Sabin, R. C., Spurrier, C. J. H., Chimonides, P. D. J., Jepson, P. D., Deaville, R., Perkins, M., Cunningham, A. A., Reid, R. J., Patterson, I. A. P., Foster, G., Barley, J., Penrose, R. & Law, R. J. (2005): Cetaceans Strandings Investigation and Coordination in the UK - Report to Defra for the period 1 January 2000 – 31 December 2004. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London. 142 S.
- Sage, B. (1979): Flare up over North Sea birds. *New Scientist* 81: 464-466.
- Sansom, A., Perrow, M. R. & Green, A. (2011): Ornithological monitoring during construction of the Sheringham Shoal Offshore Wind Farm. Reporting period February 2010 – March 2011. ECON Ecological Consultancy, Norwich.
- Santos, M. B. & Pierce, G. J. (2003): The diet of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. *Oceanography and Marine Biology* 41: 355-390.
- Sayer, M. D. J., Gibson, R. N., Atkinson, R. J. A (1995): Growth, diet and condition of goldsinny on the west coast of Scotland. *Journal of Fish Biology* 46(2): 317-340.
- Schirmeister, B. (2003): Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei - das Beispiel der Insel Usedom. *Meer und Museum* 17: 160-166.
- Schmidtke, E. (2010): Schockwellendämpfung mit einem Luftblasenschleier zum Schutz der Meeressäuger. DAGA conference 2010 Berlin, Germany.

- Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M. & Schröder, E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Bericht des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.
- Schönrock, S. (2016): Vergleichende Erprobung prädiktiv-statistischer Verfahren zur flächenhaften Kartierung benthischer Weichbodengemeinschaften in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nordsee. Masterarbeit im Fach Geoinformation; Beuth Hochschule für Technik Berlin, FachBereich III – Bauingenieur- und Geoinformationswesen, Berlin.
- Schrey, E. & Vauk, G. (1987): Records of entangled Gannets (*Sula bassana*) at Helgoland, German Bight. Marine Pollution Bulletin 18: 350-352.
- Schröder, A., Gutow, L. & Gusky, M. (2008): Auswirkungen von Grundschieppnetzfishereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee MAR 36032/15) Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit). 121 S.
- Schröder, A., Gutow, L., Joschko, T. J., Krone, R., Gusky, M., Paster, M. & Potthoff, M. (2013): Benthosökologische Auswirkungen von Offshore-Windenergieparks in der Nordsee - BeoFINO II - Prozesse im Nahbereich der Piles (Endbericht). - (gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 173 S. + Anhang.
- Schrum, C., Lowe, J., Meier, H. E. M., Grabemann, I., Holt, J., Mathis, M., Pohlmann, T., Skogen, M. D., Sterl, A. & Wakelin, S. (2016): Projected Change—North Sea. In: M. Quante & F. Colijn (eds.) North Sea Region Climate Change Assessment. Regional Climate Studies, Springer-Verlag: 175-217.
- Schuchardt, B., Schmitt, P., Pesch, R. (2017): Fachbeitrag Naturschutz zur maritimen Raumordnung - Teilprojekt „Ermittlung und Darstellung raumwirksamer Ansprüche / Sensitivitätsanalysen gefährdeter und repräsentativer Arten und Biotope“. 2. Zwischenbericht im UFOPLAN Vorhaben 3515 82 0600. I. A. des Bundesamtes für Naturschutz (BfN).
- Schulte, E. H. & Scoppa, P. (1987): Sources and behavior of technetium in the environment Science of The Total Environment 64 (1): 163-179.
- Schulz, T. (2016). International fishing activities in German waters in relation to the designated Natura 2000 areas and proposed management within. Johann Heinrich von Thünen-Institute Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries Institute of Sea Fisheries. 110 S.
- Schulze, G. (1996): Die Schweinswale. Neue Brehm-Bücherei Bd. 583, 2. überarb. Auflage; Magdeburg. 191 S.
- Schwarz, J. & Heidemann, G. (1994): Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: Lozán, J. J., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen & H., Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 296-303.

- Schwemmer, P. (2007): Habitat use of the coastal zone of the German North Sea by surface-feeding seabirds. Dissertation Universität Kiel. 143 p.
- Schwemmer, P. & Garthe, S. (2005): At-sea distribution and behaviour of a surface-feeding seabird, the Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*, and its association with different prey. Marine Ecology Progress Series 285: 245-258.
- Schwemmer, P. & Garthe, S. (2006): Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by little gulls (*Larus minutus*) in the southeastern North Sea. Journal of Ornithology 147: 354-366.
- Schwemmer, P., Garthe, S. & Mundry, R. (2008): Area utilization of gulls in a coastal farmland landscape: habitat mosaic supports niche segregation of opportunistic species. Landscape Ecology 23: 355-367.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S. (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecological Applications 21: 1851-1860.
- Schwemmer, H., Kotzerka, J., Mendel, B. & Garthe, S. (2014): Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld alpha ventus (SEABIRD-DATA). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, FTZ Westküste, Bülsum.
- Schwinghamer, P., Guigne, J.Y. & Siu, W.C. (1996): Quantifying the impact of trawling on benthic habitat structure using high resolution acoustics and chaos theory. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53(2): 288-296.
- Sell, A. F. & Kröncke, I. (2013): Correlations between benthic habitats and demersal fish assemblages- A case study on the Dogger Bank (North Sea). Journal of Sea Research 80: 12-24.
- Sell, A., Pusch, C., von Dorrien, C., Krause, J., Schulze, T. & Carstensen, D. (2011): Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Johann-Heinrich-von-Thünen-Institut, Leibniz-Institut für Geowissenschaften IFM-GEOMAR. Hamburg, Rostock, Insel Vilm. 299 S.
- Sharma, R., Nath, B.N., Parthiban G., Sankar, S.J. (2001): Sediment redistribution during simulated benthic disturbance and its implications on deep seabed mining. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. 48: 3363-3380.
- Sharples, R. J., Arrizabalaga, B. & Hammond, P. S. (2009): Seals, sandeels and salmon: diet of harbour seals in St. Andrews Bay and the Tay Estuary, southeast Scotland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 390: 265-276.
- Sharples, R. J., Moss, S. E., Patterson, T. A. & Hammond, P. S. (2012): Spatial variation in foraging behaviour of a marine top predator (*Phoca vitulina*) determined by a large-scale satellite tagging program. PLoS One 7 (5): e37216.
- Sheppard, C. (2004): Sea surface temperature 1871-2009 in 14 cells around the UK. Mar Pollut. Bull. 49 (1-2): 12-16.

- Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K. & Petzinger, E. (1999): Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38 (4): 285-295.
- Siebert, U., Wünschmann, A., Weiss, R., Frank, H., Benke, H. & Frese, K. (2001): Post-mortem findings in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the German North and Baltic Seas. *Journal of Comparative Pathology* 124 (2-3): 102-114.
- Siebert, U., Gilles, A., Lucke, K., Ludwig, M., Benke, H., Kock, K.-H. & Scheidat, M. (2006): A decade of harbour porpoise occurrence in German waters – Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research* 56 (1): 65-80.
- Simmonds, M. P. & Isaac, S. L. (2007): The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems. *Oryx* 41:19-26.
- Skaug, H. J., Øien, N., Schweder, T. & Bøthun, G. (2004): Abundance of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the Northeast Atlantic: variability in time and space. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 870-886.
- Skeate, E. R., Perrow, M. R. & Gilroy, J. J. (2012): Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour *Phoca vitulina* and grey *Halichoerus grypus* seals. *Mar. Poll. Bull.* 64: 872-881.
- Skov, H. & Prins, E. (2001): Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214: 279-287.
- Skov, H. & Thomsen, F. (2008): Resolving fine-scale spatio-temporal dynamics in the harbour porpoise *Phocena phocoena*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 373: 173-186.
- 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. *BirdLife International, Cambridge*. 156 S.
- Skov, H., Carstensen, J., Teilmann, J. & Henriksen, O. D. (2002): Investigations of harbour porpoises at the planned site for wind turbines at Horns Reef. Status report 1/1 2001- 1/4 2002. - Technical report for Techwise A/S. *Ornis Consult*. 45 pp.
- Skov, H., Humphreys, E., Garthe, S., Geitner, K., Grémillet, D., Hamer, K. C., Hennicke, J., Parner, H. & Wanless, S. (2008a): Application of habitat suitability modelling to tracking data of marine animals as a means of analyzing their feeding habitats. *Ecological Modelling* 212: 504-512.
- Skov, H., Piper, W. & Leonhard, S. B. (2008b): Horns Rev II Offshore Wind Farm: Monitoring of Resting Waterbirds. *Baseline Studies 2007-08*. Orbicon A/S und DHI, Vjby und Hørsholm. 34 p.
- Skov, H., Leonhard, S. B., Heinänen, S., Žydelis, R., Jensen, N. E., Durinck, J., Johansen, T. W., Jensen, B. P., Hansen, B. L., Piper, W. & Grøn, P. N. (2012): Horns Rev 2 Monitoring 2010-2012. *Migrating Birds*. Orbicon, DHI, Marine Observers und Biola, Report commissioned by DONG Energy. 134 p.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J. & Ona, E. (2004): Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fish Res.* 67: 143-150.

- Small, B. C. (2004): Effects of dietary cortisol administration on growth and reproductive success of channel catfish. *Journal of Fish Biology* 64: 589–596.
- Smith, J. E. (1968): "Torrey Canyon" pollution and marine life: A Report by the Plymouth Laboratory of the Marine Biological Association of the United Kingdom. J. E. Smith, Ed. Published for the Association by Cambridge University Press, New York. 196 p.
- Smith, G. J. D. & Gaskin, D. E. (1983): An environmental index for habitat utilization by female harbour porpoises with calves near Deer Island, Bay of Fundy. *Ophelia* 22 (1): 1-13.
- Solan, M., Hauton, C., Godbold, J. A., Wood, C. L., Leighton, T. G. & White, P. (2016): Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Scientific Reports* 6: 20540
- Sonntag, N. (2001): Winterverbreitung der Trottellumme (*Uria aalge*) in der Nordsee und Koloniebesuche auf Helgoland: Einfluss von Wassertemperatur und Nahrungsverfügbarkeit. Diplomarbeit Universität Tübingen.
- Sonntag, N. & Hüppop, O. (2005): Snacks from the depth: summer and winter diet of common guillemots *Uria aalge* around the island of Helgoland. *Atlantic Seabirds* 7: 1–14.
- Sonntag, R. P., Benke, H., Hiby, A. R., Lick, R., & Adelung, D. (1999): Identification of the first harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) calving ground in the North Sea. *J. Sea Res.* 41: 225-232.
- Sonntag, N., Güpner, F., Mendel, B. & Garthe, S. (2011): Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Zwischenbericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Außenstelle der Universität Kiel. 11 S.
- Sørensen, T. B., & Kinze, C. C. (1994): Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. - *Ophelia* 39: 159-176.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A. & Tyack, P. L. (2007): Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquat. Mammals* 33: 411-521.
- Spaans, A. L. (1971): On the feeding ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the northern part of the Netherlands. *Ardea* 59: 75-188.
- Spalke, J., Diederichs, A., Grünkorn, T., Rassmus, J. & Nehls, G. (2014): Trauerenten (*Melanitta nigra*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. *Corax* 22, Sonderheft 1: 15-25.
- Ssymank, A., Riecken, U. & Ries, U. (1993): Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotope - Standardbiotypenverzeichnis, Betrachtungsebenen, Differenzierungsgrad und Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten. - *Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 38: 47-58.
- Statistisches Bundesamt (2016): Fachserie 8 Reihe 6.1: Verkehr - Luftverkehr auf Hauptverkehrsflughäfen. Wiesbaden. 517 S.

- Stede, M. (1994): Zur Todesursache bei Walen der niedersächsischen Nordseeküste. DROSER 1/2: 7-19.
- Steinberg, R. & Bohl, H. (1985): Fischereiversuche mit Stellnetzen in der südwestlichen Nordsee. Informationen für die Fischwirtschaft, 32 (3): 132-134.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Deurs, M. V., Berg, C. W., Dinesen, G. E., Mosegaard, H., Grome, T. & Leonhard, S. (2015): Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. - Marine Ecology Progress Series 528: 257-265.
- Stirling, I. & Thomas, J. A. (2003): Relationships between underwater vocalizations and mating systems in phocid seals. Aquat. Mamm. 29: 227-246.
- Strand, J. & Jacobsen, J. A. (2005): Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. Science of the Total Environment 350 (1-3), 72-85.
- Strand, J., Larsen, M. M. & Lockyer, C. (2005): Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. Science of the Total Environment 350 (1-3), 59-71.
- Stransky, C., Berkenhagen, J., Berth, U., Ebeling, M., Jiménez-Krause, J. D., Panten, K., Schultz, N., Ulleweit, J., Velasco, A., Wern, W. & Zimmermann, C. (2008): Nationales Fischereidatenerhebungsprogramm: Aktivitäten und Ausblick. Inf. Fischereiforsch. 55: 5-14.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K. M., Desportes, G. & Siebert, U. (2011): High-density areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. Marine Mammal Science 27 (1): 230-246.
- Sveegaard, S., Andreassen, H., Mouritsen, K. N., Jeppesen, J. P., Teilmann, J. & Kinze, C. C. (2012a): Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. Marine Biology 159: 1029-1037.
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Stæhr, K.-J., Filt Jensen, T., Mouritsen, K. N. & Teilmann, J. (2012b): Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distribution of mackerel and harbour porpoise. Marine Ecology Progress Series 468: 245-253.
- Swann, R. L., Harris, M. P. & Aiton, D. G. (1991): The diet of some young seabirds on Canna, 1981-90. Seabird 13: 54-58.
- Swanson, C. & Isaji, T. (2006): Simulation of Sediment Transport and Deposition from Cable Burial Operations in Nantucket Sound for the Cape Wind Energy Project. - 39 S.
- Teilmann, J. (2000): The behaviour and sensory abilities of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in relation to bycatch in gillnet fishery. Ph. D thesis, University of Southern Denmark, Odense. 219 S.
- Teilmann, J., Miller, L. A., Kirketerp, T., Kastelein, R. A., Madsen, P. T., Nielsen, B. K. & Au, W. W. L. (2002): Characteristics of echolocation signals used by harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in a target detection experiment. Aquatic Mammals 28 (3): 275-284.

- Teilmann, J., Dietz, R. & Eskesen, I. (2004): A journey of a minke whale – from Denmark to the Mediterranean. (Poster) European Cetacean Society. 18th Annual Conference Kolmården, Sweden 29 March 2004.
- Teilmann, J., Larsen, F. & Desportes, G. (2007): Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *Environmental Research* 9 (3): 201-210.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I. K., Berggren, P. & Desportes, G. (2008): High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report. 657. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. Aarhus, Denmark. 84 S.
- Teilmann, J., Wisniewska, D.M., Hermannsen, L., Johnson, M., Miller, L., Dietz, R., Siebert, U. & Madsen, P. T. (2013). Anthropogenic noise exposure of harbour porpoises - deployment of acoustic tags on wild and captive animals. Poster presented at the 20th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals in Dunedin, New Zealand in December 2013.
- Tesch, F. W., Wendt, T. & Karlsson, L. (1992): Influence of geomagnetism on the activity and orientation of eel, *Anguilla anguilla*, as evident from laboratory experiment. *Ecol Freshw Fish* 1: 52-60.
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & Vorberg, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. In: Becker, N., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G. & Nehring, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (2): 11-7
- Thiele, R. & Stepputat, K. (1998): Der Einfluss von Wasserschall auf Taucher und Meerestiere. Forschungsbericht 1998-2. Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik (FWG). 74 S.
- Thompson, P. M. & Miller, D. (1990): Summer foraging activity and movements of radio-tagged common seals (*Phoca vitulina*) in the Moray Firth, Scotland. *J. Appl. Ecol.* 27: 492-501.
- Thompson, P. M., McConnell, B. J., Tollit, D. J., Mackay, A., Hunter, C. & Racey, P. A. (1996): Comparative distribution, movements and diet of harbour and grey seals from the Moray Firth, N. E. Scotland. *J. Appl. Ecol.* 33: 1572-1584.
- Thompson, P., Ingram, S., Lonergan, M., Northridge, S., Hall, A. & Wilson, B. (2007): Climate change causing starvation in harbour porpoises? (Comment to: MacLeod et al. 2007: Linking sandeel consumption and the likelihood of starvation in harbour porpoises in the Scottish North Sea: could climate change mean more starving porpoises?). *Biology Letters* 3 (5): 533-534.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. (2006): Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd. 62 p.
- TI (2016a): Sandaal auf der Doggerbank (SA1) 02/2015-02/2016. Thuenen-Institut. Website „Fischbestände online“ (aufgerufen: 22.03.2017)

- TI (2016b): Sandaal in der zentralen und südlichen Nordsee (SA1) 02/2015-02/2016. Thuenen-Institut. Website „Fischbestände online“ (aufgerufen: 22.03.2017)
- TI (2017): Nordsee-Sprotte. 06/2016-06/2017. Thuenen-Institut. Website „Fischbestände online“ (aufgerufen: 22.03.2017)
- Tillin, H. M. & Tyler-Walters, H. (2014): Assessing the sensitivity of subtidal sedimentary habitats to pressures associated with marine activities: Phase 2 Report – Literature review and sensitivity assessments for ecological groups for circalittoral and offshore Level 5 biotopes. JNCC Report 512B. 259 p.
- Tillin, H. M., Houghton, A. J., Saunders, J. E. & Hull, S. C. (2011): Direct and indirect impacts of marine aggregate dredging. Marine ALSF Science Monograph Series No. 1. ABP Marine Environmental Research, Southampton. MEPF 10.P144 Edited by R.C.Newell & J.Measures. 41 p.
- Tollit, D. J., Black, A. D., Thompson, P. M., Mackay, A., Corpe, H. M., Wilson, B., Van Parijs, S. M., Grellier, K. & Parlane, S. (1998): Variation in harbour seal *Phoca vitulina* diet and dive-depths in relation to foraging habitat. J. Zool. Lond. 244: 209-222.
- Tonay, A. M., Dede, A., Oztürk, A. A. & Öztürk, B. (2007): Stomach content of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Turkish western Black Sea in spring and early summer. Rapp. Comm. int. Mer Médit. 38: 616.
- Tougaard, J., Tougaard, S., Cording Jensen, R., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., Liebsch, N. & Müller, G. (2006): Harbour Seals at Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final Report to Vattenfall A/S. Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum 5: 1-67.
- Tougaard, J., Teilmann, J. & Tougaard, S. (2008): Harbour seal spatial distribution estimated from Argos satellite telemetry: overcoming positioning errors. Endang. Species Res. 4: 113-122.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H. & Rasmussen, P. (2009): Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). J. Acoust. Soc. Am. 126: 11-14.
- TSEG. (2015a): Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2015 - Moderate impact of the 2014 influenza epidemic. (Common Waddensea Secretariat (CWSS): Wilhelmshaven, Germany.)
- TSEG. (2015b): Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2014–2015 - The first aerial surveys in Denmark. (Common Waddensea Secretariat (CWSS): Wilhelmshaven, Germany.)
- Tulp, I., Schekkerman, H., Larsen, J. K., van der Winden, J., van de Haterd, R. J. W., van Horssen, P., Dirksen, S. & Spaans, A. L. (1999): Nocturnal flight activity of sea ducks near the windfarm Tunø Knob in the Kattegat. Bureau Waardenburg bv, National Environmental Research Institute (NERI) report nr. 99.64. 70 p.
- Turnpenny, A. W. H. & Horsfield, A. (eds.) (2014): International Fish Screening Techniques. Proceedings of the International Fish Screening Techniques Conference 2011. WitPress, Southampton, Boston. 206 p.

- Tyler-Walters, H. (2007): *Nucella lapillus*. Dog whelk. In Tyler-Walters, H. and Hiscock, K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1501>
- UBA (2010): Abfälle im Meer – Ein gravierendes ökologisches, ökonomisches und ästhetisches Problem. Umweltbundesamt Dessau. 14 S.
- UBA (2013): Factsheet 1: Impact of marine litter. Umweltbundesamt Dessau. 4 S.
- UBA (2017): Kurzübersicht - Fakten Meeresmüll deutsche Nord- und Ostsee. Umweltbundesamt. 3 S.
- Uhlmann, S. S. & Broadhurst, M. K. (2013): Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish and Fisheries*, Volume 16, Issue 2: 183-229.
- Unger, B., Herr, H., Benke, H., Böhmert, M., Burkharst-Holm, P., Dähne, M., Hillmann, M., Wolff-Schmidt, K., Wohlsein, P. & Siebert, U. (2017): Marine debris in harbour porpoises and seals from German waters, *Mar. Env. Res.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.009>
- UNICONCONSULT Universal Transport Consulting GmbH, MKmetric GmbH (2012): Gutachterliche Vorarbeit zur Erstellung eines Norddeutschen Luftverkehrskonzeptes - Schlussbericht. Gutachtem im Auftrag der Länder Freie Hansestadt Bremen, Der Senator für Wirtschaft, Arbeit und Häfen; Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation; Mecklenburg-Vorpommern, Ministerium für Energie, Infrastruktur und Landesentwicklung; Niedersachsen, Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr; Schleswig-Holstein, Ministerium für Wissenschaft, Wirtschaft und Verkehr. 262 S.
- Van Beest, F. M., Kindt-Larsen, L., Bastardie, F., Bartolino, V., Nabe-Nielsen, J. (2017): Predicting the population-level impact of mitigating harbor porpoise bycatch with pingers and time-area fishin. *Ecosphere* 8(4):e01785. 10.1002/ecs2.1785
- van Franeker, J., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M. & Turner, D. M. (2011): Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159: 2609-2615.
- van Moorsel, G. W. N. M. (2011): Species and habitats of the international Dogger Bank. *Ecosub*, Doorn: 74 p.
- van Parijs, S. M., Thompson, P. M., Tollit, D. J. & Mackay, A. (1997): Distribution and activity of male harbour seals during the mating season. *Animal Behaviour* 54: 35-43.
- van Parijs, S. M., Thompson, P. M., Tollit, D. J. & Mackay, A. (1999): Geographical variation in temporal and spatial vocalisation patterns of male harbour seals in the mating season. *Animal Behaviour* 58: 1231-1239.
- van Parijs, S. M., Janik, V. M. & Thompson, P. M. (2000): Display area size, tenure length and site fidelity in the aquatically mating male harbour seal. *Can. J. Zool.* 78: 2209-2217.

- van Parijs, S.M. (2003): Aquatic mating in pinnipeds: a review. *Aquatic Mammals* 29(2), 214–226
- Van Rijssel, M., de Boer, M.K., Tyl, M.R. & Gieskes, W.W.C. (2008): Evidence for inhibition of bacterial luminescence by allelochemicals from *Fibrocapsa japonica* (Raphidophyceae), and the role of light and microalgal growth rate. *Hydrobiologia* 596:289-299.
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J. & Hostens, K. (2015): Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. - *Hydrobiologia* 756 (1): 19-35.
- Vanermen, N. & Stienen, E. W. M. (2009): Seabirds & offshore wind farms: monitoring results 2008. In: Degraer, S. & Brabant, R. (eds.): Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring: 151-221. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models.
- Vanermen, N., Stienen, E. W. M., Courtens, W., Onkelinx, T., Van de walle, M. & Verstraete, H. (2013): Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian Part of the North Sea - assessing seabird displacement effects. Report INBO.R.2013.755887. Brussels: Research Institute for Nature and Forest.
- Vanermen, N., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H. & Stienen, E. W. M. (2016): Seabird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Updated results for the Bligh Bank & first results for the Thorntonbank. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (INBO.R.2016.11861538). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 38 p.
- Vauk-Henzelt, E. & Bachmann, L. (1983): Zur Ernährung nestjunger Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) aus der Kolonie des Helgoländer Lummenfelsens. *Seevögel* 4: 42-45.
- Vauk-Henzelt, E. & Schumann, K. (1980): Zur Winterernährung durchziehender und rastender Sturmmöwen (*Larus canus*) aus dem Bereich der Insel Helgoland. *Angew. Orn.* 5: 178-184.
- Vauk, G., Hartwig, E., Schrey, E., Vauk-Henzelt, E., & Korsch, M. (1989): Seevögelverluste durch Öl und Müll an der deutschen Nordseeküste von August 1983 bis April 1988. Umweltbundesamt, Wasser Forschungsbericht 102 04 370. 164 p.
- Verbeek, N. A. M. (1979): Some aspects of the breeding biology and behaviour of the Great Black-backed Gull. *Wilson Bulletin* 91: 575-582.
- Verfuss, U. K., Miller, L. A. & Schnitzler, H.-U. (2005): Spatial Orientation in echolocating harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Exp. Biol.* 208: 3385-3394.
- Vilcinskas, A. (2000): Fische - Mitteleuropäische Süßwasserarten und Meeresfische der Nord- und Ostsee. BLV Verlagsgesellschaft, München 2000; S. 138
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M. & Tougaard, J. (2007): Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *J. Exp. Biol.* 210: 56-64.
- Vinther, M. (1999): Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *J. Cetacean Res. Manage.* 1: 123-135.

- Viquerat, S., Gilles, A., Herr, H., Siebert, U., Gallus, A., Krügel, K. & Benke, H. (2015): Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee. A. Visuelle Erfassung von Schweinswalen. B: Akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Ostsee. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz, Vilm. 83 S.
- von Benda-Beckmann, A. M., Aarts, G., Sertlek, Ö., Lucke, K., Verboom, W. C., Kastelein, R. A., Ketten, D. R., van Bemmelen R., Lam, F. P. A., Kirkwood, R. & Ainslie, M. A. (2015): Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Southern North Sea. *Aquatic Mammals* 41: 503-523.
- von Cosel, R. (2009): The razor shells of the eastern Atlantic, part 2. Pharidae II: the genus *Ensis* Schumacher, 1817 (Bivalvia, Solenoidea). *Basteria* 73: 9-56.
- von Cosel, R., Dörjes, J. & Mühlenhardt-Siegel, U. (1982): Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* in der Deutschen Bucht. I. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten. *Senckenbergiana maritima* 14: 147-173.
- Votier, S. C., Archibald, K., Morgan, G. & Morgan, L. (2011): The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin* 62: 168-172.
- Wale, M. A., Simpson, S. D. & Radford, A. N. (2013): Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biology Letters* 9: 20121194.
- Walter, U. & Becker, P. H. (1997): Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54: 684-694.
- Wanless, S., Harris, M. P., Redman, P. & Speakman, J. R. (2005): Low energy values of fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 294: 1-8.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G. & Macki, D. (2001): Effects of seismic air guns on marine fish. *Continental Shelf Research* 21: 1005-1027.
- Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (2016): Elektronischer Wasserstraßen-Informationsservice (ELWIS) - Bekanntmachungen für Seefahrer (BfS) https://www.elwis.de/BfS/bfs_start.php.html (letzter Zugriff am 15.07.2016)
- Weinert, M., Mathis, M., Kröncke, I., Neumann, H., Pohlmann, T. & Reiss, H. (2016): Modelling climate change effects on benthos: Distributional shifts in the North Sea from 2001 to 2099. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 175: 157-168.
- Weir, C. R., Stockin, K. A. & Pierce, G. J. (2007): Spatial and temporal trends in the distribution of harbour porpoises, white-beaked dolphins and minke whales off Aberdeenshire (UK), north-western North Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 87: 327-338.
- Weiß, F., Büttger, H., Baer, J., Welcker, J. & Nehls, G. (2016): Erfassung von Seevögeln und Meeressäugtieren mit dem HiDef Kamerasystem aus der Luft. *Seevogel* 37 (2): 14-21.

- Welcker, J. & Nehls, G. (2016): Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 554: 173-182.
- Wenger, D. & Koschinski, S. (2012): Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) entering the Weser after decades of absence. *Marine Biology Research* 8: 737-745.
- Westerberg, H. & Langenfelt, I. (2008): Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fish Manag Ecol* 15: 369-375.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. (1996): Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES CM* 1996/E:26: 13.
- Westgate, A. J., Read, A. J., Berggren, P., Koopman, H. N. & Gaskin, D. E. (1995): Diving behaviour of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1064-1073.
- Wetlands International (2016): Waterbird Population Estimates. <http://wpe.wetlands.org> (06.11.2016)
- Wieking, G. & Kröncke, I. (2003): Macrofauna communities of the Dogger Bank (central North Sea) in the late 1990s: spatial distribution, species composition and trophic structure. *Helgoländer Marine Research* 57: 34-46.
- Wiese, F. K., Montevecchi, W. A., Davoren, G. K., Huettmann, F., Diamond, A. W. & Linke, J. (2001): Seabirds at risk around offshore oil platforms in the north-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 42: 1285-1290.
- Wietfeld, J. (1977): Untersuchungen an Speiballen der Silbermöwe (*Larus argentatus*) im Naturschutzgebiet Großer Knechtsand (Elbe-Weser-Mündung). *Vogelwelt* 98: 221-229.
- Wildfowl & Wetlands Trust Consulting (2012): Demographic data, population model and outputs. Project: SOSS-04 Gannet Population Viability Analysis. Client: The Crown Estate SOSS. Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge, UK. 61 pp.
- Wilson, M., Acolas, M.L., Bégout M.L., Madsen, P.T. & Wahlberg, M. (2008): Allis shad (*Alosa alosa*) exhibit an intensity-graded behavioral response when exposed to ultrasound. *The Journal of the Acoustical Society of America* 124, doi: 10.1121/1.2960899
- Wiltshire, K. H., Kraberg, A., Bartsch, I., Boersma, M., Franke, H. D., Freund, J., Gebühr, C., Gerds, G., Stockmann, K. & Wichels, A. (2010): Helgoland roads: 45 years of change, *Estuaries and Coasts* 33: 295-310.
- Winslade, P. (1974): Behavioural studies on the lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Raftt). I. The effect of food availability on activity and the role of olfaction in food detection. *Journal of Fish Biology* 6: 565-576.
- Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L., Siebert & Madsen, P. (2016): Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology* 26 (11): 1-6.
- Wittekind, D. K. (2014): A Simple Model for the Underwater Noise Source Level of Ships. *Journal of Ship Production and Design* 30: 1-8.

- Wolff, N., Koschinski, S. & Klein, L. (2014): Lebendige Nordsee - Beispiele für vorbildliche Fangmethoden und ihre Anwendung auf den Nordseeraum. Deutsche Umwelthilfe, Berlin. 70 S.
- Woodruff, D. L., Cullinan, V. I., Copping, A. E. & Marshall, K. E. (2013): Effects of Electromagnetic Fields on Fish and Invertebrates. Task 2.1.3: Effects of Aquatic Organisms Fiscal Year 2012. Progress Report. Environmental Effects of Marine and Hydrokinetic Energy. U.S. Department of Energy. 62 S.
- Woth, K., Weisse, R., & von Storch H. (2006): Climate change and North Sea storm surge extremes: an ensemble study of storm surge extremes expected in a changed climate projected by four different regional climate models. *Ocean Dynamics* 56: 3-15.
- Wright, P. J., Jensen, H. & Tuck, I. (2000): The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Journal of Sea Research* 44 (3-4): 243-256.
- Wright, A. J., Maar, M., Mohn, C., Nabe-Nielsen, J., Siebert, U., Jensen, L. F., Baagøe, H. J. & Teilmann, J. (2013): Possible Causes of a Harbour Porpoise Mass Stranding in Danish Waters in 2005. *PLOS one* 8: 1-14.
- Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (2007): RECCS - Strukturell-ökonomischer Vergleich regenerativer Energietechnologien (RE) mit Carbon Capture and Storage (CCS). Studie eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). 249 S.
- Yasui, W. Y. & Gaskin, D. E. (1986): Energy budget of a small cetacean, the harbour porpoise, *Phocoena phocoena* (L.). *Ophelia* 25: 183-197.
- Yelverton, J. T., Richmond, D. R., Fletcher, E. R. & Jones R. K. (1973): Safe distances from underwater explosions for mammals and birds. Lovelace Foundation for Medical Education and Research Albuquerque NM. 67 pp.
- Zettler, M. L. & Röhner, M. (2004): Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom: Daten von 1839 bis 2001. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) *Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee*, Band 3. Bericht BfG-1421. 138 S. & Karten.
- Zidowitz, H., Kaschner, C., Magath, V., Thiel, R., Weigmann, S. & Thiel, R. (2017): Gefährdung und Schutz der Haie und Rochen in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. BfN-Skripten 450.
- 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.